

A FŐBB SZENNYEZŐ MIKROELEM KÖRNYEZETI HATÁSA

Dr. Kádár Imre

**Magyar Tudományos Akadémia
ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet
Budapest, 2012.**

A FŐBB SZENNYEZŐ MIKROELEM KÖRNYEZETI HATÁSA

A könyv alapjául szolgáló közlemények társszerzői voltak:

Adriano D.C., Albert M., Ankush J., Anton A., Bakonyi G., Balla I., Bana Kné, Bernáth J., Bersényi A., Berta E., Biacs P., Biró B., Bokori J., Bongers T., Bujtás K., Daood H., Fábián M., Fekete S., Filep T., Füzy A., Hullár I., Huszenicza Gy., Glávits R., Gondola I., Gullner G., Gulyás F., Jurikova T., Kastori R., Kiss I., Knox A.S., Koncz J., Kovacevic V., Köves Péchy K., Kórmíves T., Kulcsár M., Lampis S., Lehoczky É., Loncaric Z., Maksimovic I., Márton L., Mézes M., Morvai B., Nagy P., Nagygasztonyi M., Németh T., Nyárai-Horváth F., Panwar B.S., Pálvölgyi L., Posta K., Prokisch J., Prulovic D., Putnik-Delic M., Radics L., Ragályi P., Rékási M., Répási V., Sekulic P., Somogyi Z., Szabó L., Szalai T., Szekeres L., Szilágyi M., Tímár Á., Vermes L., Vetési F., Vörös I., Zeremski-Skoric M.T., Zöldág L.

Lektorálta: Dr. Csathó Péter, az MTA Doktora

ISBN: 978-963-89041-5-7

Dr. Kádár Imre

**Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományi Kutatóközpont
Talajtani és Agrokémiai Intézete
Megjelent 100 példányban**

**Technikai szerkesztő: Ragályi Péter
9421549 Akaprint Nyomdaipari Kft.
Budapest**

Tartalom

I. Előszó	5
II. A nagyhorcsöki mikroelem-terhelési kísérlet ismertetése.....	9
1. A nagyhorcsöki kísérleti telep ismertetése	9
2. A kísérlet beállításának háttére	13
3. A kísérlet módszere	15
4. Kezelések hatása a talajra	17
Talajvizsgálatok eredményei 1991-ben.....	17
Talajvizsgálatok eredményei 1992-ben.....	23
Talajvizsgálatok eredményei 1993-ban.....	24
Talajvizsgálatok eredményei 1994-ben.....	27
Talajvizsgálatok eredményei 1997-ben.....	30
Talajvizsgálatok eredményei 2000-ben.....	31
Talajvizsgálatok eredményei 2004-2005-ben.....	33
Talajvizsgálatok eredményeinek összefoglalása.....	36
Summary of the soil analyses	37
A mikroelem-szennyezők kimosódásának értékelése	38
További áttekintő táblázatok a talajvizsgálati eredményekről.....	50
5. Kezelések hatása a termesztett növényekre	58
Mikroelem-terhelés hatása kukoricára 1991-ben	58
Mikroelem-terhelés hatása a sárgarépára 1992-ben.....	80
Mikroelem-terhelés hatása a burgonyára 1993-ban	91
Mikroelem-terhelés hatása a borsóra 1994-ben	100
Mikroelem-terhelés hatása a céklára 1995-ben.....	124
Mikroelem-terhelés hatása a spenótra 1996-ban	133
Mikroelem-terhelés hatása a búzára 1997-ben	144
Mikroelem-terhelés hatása a napraforgóra 1998-ban	153
Mikroelem-terhelés hatása a sóskára 1999-ben	162
Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára 2000-ben	169
Mikroelem-terhelés hatása a repcére 2001	179
Mikroelem-terhelés hatása a mákra 2002-ben.....	190
Mikroelem-terhelés hatása a tritikáléra 2003-ban.....	201
Mikroelem-terhelés hatása lucernára 2004-2008 között és a gyepre 2010-ben	209

III. Az őrbottyáni mikroelem-terhelési kísérlet ismertetése	222
1. Az őrbottyáni kísérleti telep ismertetése	222
2. A kísérlet beállításának háttére	226
3. A kísérlet módszere	227
4. Kezelések hatása a talajra	229
Talajvizsgálatok eredményei 1995-ben.....	229
Talajvizsgálatok eredményei 1996-ban.....	230
Talajvizsgálatok eredményei 1998-ban.....	231
Talajvizsgálatok eredményei 1999-ben.....	231
Talajvizsgálatok eredményei 2000-ben.....	232
Talajvizsgálatok eredményei 2006-ban és 2008-ban.....	236
Talajvizsgálatok eredményeinek összefoglalása.....	238
Summary of the soil analyses	239
5. Kezelések hatása a termesztett növényekre	240
Mikroelem-terhelés hatása a sárgarépra 1995-ben.....	240
Mikroelem-terhelés hatása a borsóra 1996-ban.....	249
Mikroelem-terhelés hatása a búzára 1997-ben	257
Mikroelem-terhelés hatása a napraforgóra 1998-ban	264
Mikroelem-terhelés hatása a sóskára 1999-ben	274
Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára 2000-ben	278
Mikroelem-terhelés hatása a repcére 2001-ben.....	285
Mikroelem-terhelés hatása a kukoricára 2002-ben.....	290
Mikroelem-terhelés hatása a mustárra 2003-ban	295
Mikroelem-terhelés hatása a lucernára 2004-2008 között	301
Mikroelem-terhelés hatása a gyepre 2010-ben.....	316
IV. Néhány szennyező mozgása a levegő-talaj-növény-állat táplálékláncban	317
1. Kiülepedő szálló por Budapesten és környékén	317
2. Szelénforgalom a talaj-növény-állat rendszerben	322
3. Kezelések hatása a közönséges televényféregre	331
VI. Összefoglalás, irányelvek a tápláléklánc káros elemterhelésének csökkentésére Magyarországon	338
VII. Environmental effects of the main microelement contaminants	339
VIII. Irodalom	342
1. A kiadvány alapjául szolgáló saját közlemények	342
2. A kiadványban hivatkozott közlemények jegyzéke.....	350
IX. Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet munkatársainak kiadványai 1980-2012 között	358

I. Előszó

A nehézfémek és káros elemek döntően étellemmel jutnak az emberi szervezetbe. A nem kívánt terheléshez a növényi eredetű táplálék alapvetően járulhat hozzá. Különös figyelmet érdemelnek azon nehézfémek, amelyek biológiai felezési ideje hosszú, a szervezetből való kiürülésük éveket vagy évtizedeket vehet igénybe. Nem véletlenül került a nemzetközi és hazai kutatások homlokterébe ebből adódóan a kadmium (Cd) és az ólom (Pb) vizsgálata az elmúlt évtizedekben (*Purves, 1985; Fergusson, 1991; Jászberényi, 1979; Regiusné et al., 1985; Lehoczky et al., 1996, 1998, 1999; Simon, 1998a; Loch, 1992; Vermes, 1994; Vermes et al., 1993; Németh et al., 1993a,b; Szabó et al., 1994; Csathó, 1994a,b stb.*).

A kadmium tömeges mérgezést okozott Japánban a II. Világháború utáni években, mely az itai–itai tünetegyüttes révén vált ismertté. A Cd-akkumuláció csontlágyláshoz vezetett, gyakran halálos kimenetelű vesebántalmakkal. Sérültek a vesecsatornák, észleltek akut neurózist, krónikus bronchitist, magas vérnyomást, érrendszeri betegségeket, az észlelési funkció zavarait. Egy vizsgálat-sorozatban összefüggést találtak a máj Cd-szintje és az infarktusos halálokok között É-Karolinában (*Purves, 1985; Fergusson, 1991*).

A legfőbb, legelterjedtebb környezetszennyező elemnek az ólom minősült a XX. században. Az ipari akut Pb-mérgezések száma az évekkel lassan csökkent. E század elején *Purves (1985)* szerint még mintegy ezer mérgezés fordult elő pl. Angliában, míg a 80-as években csupán 70 esetet regisztráltak évente. Halálos mérgezésekre csak elvétve kerül sor a fejlett országokban. Nem úgy a fejlődő világban. Megemlíthető, hogy tömeges Pb-mérgezés történt Magyarországon is 1994-ben a hamisított paprikaőrlemények forgalomba kerülésével. A hazai, kistermelői mintákban az ólom koncentrációja általában 1 mg/kg alatt maradt, míg a hamisított őrleményekben gyakran 10 ezer mg/kg feletti Pb-tartalmakat mértünk, tehát a szabványban megengedett 5 mg/kg Pb 2000-szerese is előfordult. A megbetegedett egyének vérében 25–50 µg/dl Pb-szintet találtunk a „normális” 0,5–5, ill. az „emelkedett” 5–10 µg/dl helyett (*Kádár, 1995*).

Mivel ezek a fémek világviszonylatban is a figyelem középpontjába kerültek, a környezet terhelése rohamosan csökken. Legalábbis a fejlett világban. Ennek oka az Pb-mentes benzin bevezetése, szennyező ipari üzemek leállítása vagy rekonstrukciója, szigorodó emissziós határértékek bevezetése stb. A környezetben, ill. elsősorban a talajban felhalmozódott szennyezők azonban még hosszú ideig kifejthetik hatásukat akkor is, ha a terhelés megszűnik. Környezetünk már nem lehet újra tiszta és szennyeztelen.

A fejlett ipari országokban meglehetősen eltérően ítélik meg azt, hogy mikor szennyezett a talaj, ill. meddig terhelhető. Mindez nehezíti a hatósági tevékenységet és a nemzetközi együttműködést. Az eltérő megítélés miatt távol eső határkoncentrációkat találunk ugyanazon szennyezőre. A kérdés különösen élesen vetődik fel a szennyvíziszapok termőföldön való elhelyezésénél. A szennyvízkezelés

során hatékonyan leválasztjuk a szilárd fázist, a kezelt/tisztított szennyvizet pedig a felszíni vizekbe engedjük. A szennyezők az iszapban, a szilárd részekben koncentrálnak (Csathó, 1994a,b; Filep, 1988).

Cél az egészséges környezet megőrzése és az iszapok gazdaságos elhelyezése, melyek talajjavítók, szerves trágyák és növényi tápelem források. Ha káros anyagokban szegény, „jó” iszapok, akkor N- és P-tartalmuk és a növény igénye jelenthetik a terhelési határt (nitrátkilúgzás, eutrofizációs vízszennyezés elkerülése). Nemzetközi egyezmények tiltják a tengerbe, folyóvizekbe való lerakást, a szigorodó környezeti szabványok a szennyvizek tisztítását előírva növelik a visszamaradó iszapok mennyiségét. A szennyvíziszapok mennyiségének gyors növekedésével számolnak világszerte. A csatornázás, a közműháló záródása nyomán hazánkban a szennyvíziszapok mennyisége többszörösére nőhet a következő évtizedekben (Vermes, 1994; Németh et al., 1993a,b, 1994).

Mindenképpen nőni fog a termőföldön való elhelyezés, főleg ha tisztább, „jó” iszapokkal dolgozhatunk. Mindez növeli az aggodalmakat is társadalmi/ politikai oldalról és a szigorú szabályozás és ellenőrzés igényét veti fel. A terheléshez viszonyítva elenyésző a mikroelemek felvétele és a kilúgozás, így a szántott rétegbe kevert iszap véglegesen szennyezett talajt eredményezhet. Esetenként a szerves szennyezők nagyobb veszélyt jelentenek, mint a nehézfémek. Bizonyos koncentráció felett felléphet a toxicitás, a talaj nem képes lekötni, ill. a növény gyökere pufferni a terhelést. A toxicitás érintheti a talajlényeket, növényt, állatot, embert. Határértéknek azt a maximális koncentrációt tekintik, ahol még nem lép fel káros hatás (Lehoczky et al., 1998, 1998a; Loch, 1992).

Európában a talajvizsgálatokra építenek. A határértékek tudományos alapját azonban nehéz felfedezni, mert nincsenek megfelelő tartamkísérletek. Az EU 1986-ban irányelveket adott ki az iszapelhelyezés szabályozására. A direktívában háromféle határérték szerepel: iszapra, iszappal kezelt talajra és 10 éves terhelésre. Ezek szigorúbbak az USA EPA előírásainál. Egyes EU országok szabályozása – Anglia kivételével – még szigorúbb. A határértékek tehát az EU-n belül is lényegesen eltérnek, míg az USA-val összevetve nagyságrendi különbségek adódhatnak (McGrath et al., 1994; Machelett et al., 1996).

A US EPA valójában nem a talajvizsgálatokra épít. A kumulatív terhelés maximumát állapítja meg, melyet tilos túllépni és amelyet a szennyeződési utak elemzése alapján becsültek. Az iszapokra is ad maximum koncentrációkat, melyek a kumulatív terheléssel függnek össze. A kumulatív terhelés 1000 t/ha, tehát 10 t/ha 100 éven át alkalmazva gyakorlatból indul ki. Az EPA szerint nem valószínű a kumulatív/totális terhelés túllépése, ha az iszapot megfelelően alkalmazzák. Rekultiváció során, egyedi esetekben a 10 t/ha többszöröse is kiadható, ám ritkábban. A termőhely élete folyamán nem léphető túl a kumulatív terhelési maximum, azaz ha kimeríti 20 év alatt 50 t/ha adagokkal, utána többet soha nem terhelhető. Szelénből 100 ppm lehet az iszapban (10 t-ban tehát 1 kg), így a 100 év alatt a maximális kumulatív terhelés 100 kg/ha mennyiséget eredményezhet (Chaney et al., 1997; McGrath et al., 1994).

Az MTA ATK TAKI-ban végzett kutatásaink az 1970-es évek eleje óta kapcsolódnak közvetlenül több környezetvédelmi témához, részben a Földművelési, részben a Környezetvédelmi Minisztérium megbízásai alapján. E munkák során részt vettünk a

- szennyvizek és szennyvíziszapok ártalommentes elhelyezését szabályozó hazai irányelvek kidolgozásában,
- talajok megengedhető káros-elem tartalmát előíró szabványok kidolgozásában,
- közlekedés, település és ipar által okozott nehézfém-terhelés felmérésében,
- hazai műtrágyák, szerves-trágyák, komposztok szennyezettségének vizsgálatában

Az 1990-es években már sokoldalú kísérletes vizsgálatokkal kísérjük nyomon a legfontosabb ásványi szennyezők mozgását a talaj – növény - állat rendszerben, illetve a táplálékláncban. A talajra, növényekre, állatokra megadott terhelési/toxicitási határkoncentrációk ma még nem kellően megalapozottak, az érdemi komplex kísérletes vizsgálatok jórészt nemzetközi szinten is hiányoznak. A határértékekre épülő szaktanácsadás vagy jogi szabályozás hatékonyságát, prognosztikai erejét a háttérkutatások mélysége és szélessége szabja meg. A határértékeket minden országban kalibrálni kell szabadföldi tartamkísérletekben, a helyi viszonyok (talaj, éghajlat, gazdálkodás, növényfajok) függvényében. Kutatásaink az alábbi elméleti és gyakorlati szempontból fontos kérdések megválaszolására irányultak, illetve irányulnak:

1. Hazai talajok szennyezettsége és a szennyezett talajok elterjedése Magyarországon.
2. Környezetszennyezés/talajszennyezés forrásai. Szennyező elemek mérlegei, bevétel és kiadás tételei Magyarországon.
3. Szennyezők viselkedése a talajban (megkötődés, kilúgzás, elillanás), hatásuk a talajéletre, növényre (termés, minőség, toxicitás, elemakkumuláció stb.).
4. Mely termőhelyek, talajok, növények, vízbázisok a leginkább veszélyeztetettek?
5. Mit tegyünk a leginkább veszélyeztetett objektumok (talaj, növény, víz, állat, ember) védelme érdekében?
6. A már elszennyeződött területen milyen beavatkozást, gazdálkodást, vetésforgót kell alkalmazni, hogy a káros elemek ne jussanak ki a talaj-növény rendszerből? Talajhasználat korlátozása a talajszennyezettség függvényében.

Az eddigi vizsgálatok, országos felmérések adatai szerint a művelt talajaink nem szennyezettek nehézfémekkel, mikroelemekkel. Inkább jellemző számos esszenciális elem tekintetében az alacsony ellátottság. A 30 ország közreműködésével végzett FAO talaj- és növényelemzések (búza, kukorica) szerint pl. alacsony ellátottságot mutatott a hazai vizsgált minták 12%-a B, 20%-a Fe és Se, 25%-a Mn és Co, 31%-a Mo, 39%-a Cu és 55 %-a Zn esetében. A szennyezettebb ipari, városi és közlekedési környezetben ugyanakkor kimutatható volt saját vizsgálataink szerint is a termőhelyek (talajok és növények) emelkedett P, Zn, Cu, Cd és részben Ni tartalma. Savanyú talajú termőhelyek szintén nagyobb növényi felvételt jeleztek általában, a Mo és Se kivételével.

Mikroelem-szennyezőkben leggazdagabbak a foszforműtrágyák. Elemzéseink szerint a hazai szuperfoszfát-gyártás alapanyagául szolgáló import Kóla-foszfátok (Oroszország) általában egy nagyságrenddel több Ga, Mn, Sr, illetve egy nagyságrenddel kevesebb Cd, Cr, Ni, Zn koncentrációt mutattak, mint a Ny-Európában használatos É-Afrikából származó hiperfoszfátok, nyersfoszfátok. Talajaink az elmúlt évtizedekben nem szennyeződtek Cd-mal, a legveszélyesebbnek tartott nehézfémekkel. Becsléseink szerint az intenzív műtrágyahasználat idején (a '80-as években) kb. 30 g As, 8 g Zn, 8 g Cu, 4-5 g Pb, 1-2 g Se, 0.8 g Cd, 0.4 g Ni terhelést jelenthetett évente hektáronként a műtrágyázás. Ez azt is jelenti, hogy a vizsgált elemek tekintetében a műtrágyázás nem minősült érdemi szennyezőnek, hiszen részeseisé 5-10% alatti az összes terhelésben. Kivételt képez az As, mely a terhelés 2/3-át jelenthette szuperfoszfát formájában.

Fontos Zn, Pb, Cu, Ni forrásul szolgálhatnak a szervestrágyák, valamint jelentős bevételi tételnek minősült a mérlegben a légköri csapadékkal (részben külföldről eredő) talajba jutó Zn, Pb, Ni, Cd mennyisége. A '80-as éveket tekintve egyensúlyi állapot állhatott fenn a bevétel/kiadás egyenlegében a Cu esetén, míg a Zn, Ni, Se 2-3, az Pb, Cd, As 4-5-szörös bevételi túlsúlyt mutatott. A '90-es évekkel az Pb és As túlsúlya drasztikusan mérséklődött, hála az ólommentes benzin térhódításának Európában, illetve a szuperfoszfát alkalmazás hazai visszaesésének eredményeképpen.

Jelenlegi ismereteink szerint csaknem két tucat elem túlsúlya fejthet ki káros hatást az élővilágra és a felszín alatti vizekre. A hagyományos agronómiai kísérletekben vizsgáljuk a N, P, K, Ca, Mg, S makro-elemek, valamint a Mn, Zn, Cu, B, Mo esszenciális mikroelemek hatását a talajra és a növényre. Az agronómiai célú kísérletek azonban nem terhelési vizsgálatok, eredményeik nem adnak választ a környezetszennyezés által felvetett újkori kérdésekre. A hazai talajtani adottságokból kiindulva kell meghatározni a kutatási prioritásokat, melyek eredményei alapján megítélhető mozgásuk a talaj-növény rendszerben, kialakíthatók a szennyezettség határértékei.

II. A nagyhőrcsöki mikroelem-terhelési kísérlet ismertetése

1. A nagyhőrcsöki kísérleti telep ismertetése

A kísérleti telep az Alföld nagytájának Dunántúlra eső Mezőföld tájában helyezkedik el, mégpedig a Nyugat-Mezőföld "Bozót-Sárvíz közti löszhát" geomorfológiai tájrészében, mintegy 140 m tengerszint feletti magasságban. Talajképző kőzete az elég tekintélyes vastagságú lösz, amely helyenként a 15-20 m vastagságot is eléri. Hidrológiai, éghajlati és növényföldrajzi viszonyait tekintve megállapíthatjuk, hogy a kevésbé felhős időjárása, több napsütése, nagyobb hőmérsékleti ingadozása, viszonylagos csapadékszegénysége, nyári időben aszályosságra való hajlamossága a Nagyalföld tájaihoz teszi hasonlóvá. A vízmérleg negative, -100 mm éves hiányt mutat sok év átlagában. Növényföldrajzi vonatkozásban is az Alföldhöz tartozik, mégpedig a Pannonicum terület Eupannonicum flórávidék Duna-Tisza közti flórajárásába. *Szűcs (1965)*, aki részletes talajföldrajzi kutatásokat végzett a kísérleti területen, a dunavölgyi mészlepedékes csernozjomok közepes humuszcsernozjom, 50-75 cm változatához sorolja-e talajokat.

A kicserélhető kationok közül az egész talajszelvényben a Ca^{++} az uralkodó. A vizes kivonat elemzési adatai szerint a vízben oldható sók mennyisége kicsi, 1 mg/100 g, és növénytermesztési szempontból jelentéktelennek tekinthető. Minőségi összetételét tekintve a Ca^{++} és HCO_3^- mellett a Mg^{++} és a SO_4^{--} említésre méltó. Tekintettel a talajképző lösz vastagságára a talajvíz tükre mélyen helyezkedik el és a talajképződésben különösebb szerepet nem játszik. A kísérleti telep talajának általános jellemzésére az 1. táblázatban mutatunk be néhány adatot egy kiragadott szelvény alapján.

1. táblázat. A Nagyhőrcsöki Kísérleti Telep egyik talajszelvényének jellemzése *Szűcs (1965)* nyomán

Mintavétel mélysége, cm	pH		CaCO_3 %	K_A	hy	Humusz %
	H_2O	KCl				
0 - 25	8,0	7,8	6,3	38	2,3	3,4
25 - 40	8,4	8,2	15,5	45	2,3	2,8
40 - 60	8,4	8,2	21,4	43	1,9	2,0
60 - 90	8,6	8,4	33,2	39	1,5	1,2
90 - 130	8,6	8,4	32,7	37	1,2	0,5

A szóban forgó talajok szerkezeti állapotát tekintve a nagyfokú felszíni tömörödésre, illetve cserepedési hajlamra kell felhívni a figyelmet. A tömörödés olyan mértékű, hogy nagyobb eső alkalmával a csapadék egy része elfolyik és barázdás eróziót is okozhat, jóllehet a felszín lejtése alig észrevehető. Ezeken a magas mésztartalmú, tömörödésre amúgy is hajlamos talajokon a művelt réteg talajának szerkezete az érintetlen, szántás alatti humuszos szinthez képest leromlott. Ez a leromlás a morzsák vízállósága alapján mintegy 40-70 % nagyságrendű (2. táblázat). A kísérleti terület szántott rétegének könnyen felvehető

P-tartalma a kísérletek beállítása előtt gyenge, míg a K-tartalma viszonylag kielégítő ellátottságról tanúskodik (AL-P₂O₅=6-8 mg %, AL-K₂O=15-20 mg %).

2. táblázat. Vízálló morzsák aránya a Nagyhörcsöki Kísérleti Telep egyik talajszelvényében, %

Mintavétel mélysége, cm	1 mm-nél kisebb	1 mm-nél nagyobb	Összes vízálló morzsa
0 - 20	12-20	10-16	22-36
20 - 32	14-18	37-46	51-64
32 - 100	12-15	41-53	53-68
100 - 130	2 - 3	10-21	12-23

A Kísérleti Telep tengerszint feletti magassága kb. 140 m. Az éves átlagos csapadék mennyisége 500-600 mm közötti, a napsütéses órák száma 2000-2200 közötti, a hőmérsékleti minimum/maximum -25°C/+35°C közötti. A talajvíz szintje 13-15 m körüli, tehát a talajképződési folyamatokat, termésszintek alakulását, ill. a műtrágyahatásokat nem befolyásolja. A vályog fizikai féleségű termőhely talajának szemcseméret eloszlása a szántott rétegben:

Homok (0,05 mm fölött) 15-20%

Vályog (0,05-0,002 mm) 55-60%

Agyag (0,002 mm alatt) 20-25%

A kötöttség K_A 38-42; pH(H₂O) 7,6-8,0; pH(CaCl₂) 7,2-7,5; pH(KCl) 7,2-7,8; szerves-C 1,8-2,0%; Humusz 3,0-3,5%; CaCO₃ 3-6%, CEC 25-30 me/100 g. Az ammóniumlaktát+ecetsav oldható P₂O₅ tartalom 80-100, a K₂O tartalom 140-160 mg/kg; az 1M KCl-oldható Mg 150-180 mg/kg, a 0,05 M EDTA + 0,1 M KCl-oldható Mn 80-150, Cu 2-3, Zn 1-2 mg/kg értéket mutat. A *MÉM NAK (1979)* által bevezetett módszerek és határértékek alapján ezek az adatok a talaj jó Mn, kielégítő/közepes K, Mg, N, Cu, valamint gyenge P és Zn ellátottságáról tanúskodnak.

A csapadék eloszlására vonatkozó méréseink 1961-ig nyúlnak vissza a telepen. Amint a 3. és 4. táblázatokból látható a Sárbogárdon mért 50 éves átlagtól való eltérések igen számottevőek az egyes évek között. Így pl. 1997-ben 319 mm csapadék hullott, míg 1999-ben közel háromszorosa, 830 mm. Az átlagosnál szárazabb gazdasági évek között 1968, 1971, 1973, 1976 említendő, míg csapadékos esztendő volt az 1965, 1966, 1972, 1975.

3. táblázat. Havi csapadékadatok és évi csapadékösszegek (mm). Nagyhörcsök
1961-2008.

Időszak Évek	H Ó N A P O K												Éves összeg
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1961	25	39	8	79	45	37	32	13	3	26	87	38	432
1962	40	27	56	45	28	60	138	4	49	16	151	30	644
1963	90	47	22	25	27	73	48	125	110	31	26	62	685
1964	3	17	40	60	53	102	42	70	42	95	42	62	626
1965	38	9	25	58	68	97	105	59	75	0	160	86	780
1966	24	15	66	57	43	96	91	44	7	53	109	42	647
1967	33	32	30	44	49	60	6	15	94	14	6	41	424
1968	22	17	17	20	28	11	43	59	49	8	63	21	358
1969	37	99	41	15	63	134	22	78	30	27	59	78	681
1970	41	48	62	54	36	69	43	139	8	14	35	37	584
1971	39	8	21	29	77	69	42	18	47	1	38	19	407
1972	29	29	16	54	85	63	143	65	49	24	61	3	619
1973	22	37	11	62	0	101	59	27	38	31	25	71	483
1974	34	50	11	34	70	103	49	80	88	166	33	39	755
1975	19	9	46	36	66	109	100	124	61	61	21	30	681
1976	34	6	40	52	22	41	58	53	87	47	38	98	576
1977	30	63	52	35	49	40	33	62	36	16	79	26	522
1978	8	24	36	42	75	119	107	10	31	33	11	48	543
1979	66	48	13	50	10	50	44	65	19	27	74	68	535
1980	33	19	22	53	41	63	31	71	23	56	152	39	603
1981	8	15	34	6	45	101	42	53	40	22	34	115	516
1982	31	19	39	41	29	72	88	50	15	37	19	55	496
1983	35	47	33	23	105	14	19	51	10	42	33	10	421
1984	63	33	22	33	75	48	23	61	115	55	54	39	619
1985	8	50	59	23	55	87	24	77	10	16	97	57	562
1986	41	33	49	43	53	78	19	27	0	54	10	33	440
1987	66	13	54	58	86	68	26	74	44	9	78	28	603
1988	38	53	58	25	11	71	30	97	57	27	14	38	518
1989	6	24	42	72	44	62	65	78	1	31	36	7	468
1990	34	3	15	67	39	91	45	24	60	59	48	14	498
1991	17	17	21	20	59	22	99	93	17	91	52	17	522
1992	0	11	26	18	9	157	14	3	17	125	64	29	471
1993	10	4	15	28	8	12	61	32	66	91	103	60	487
1994	37	10	13	51	35	17	22	81	37	46	22	0	370
1995	12	53	33	38	37	89	30	7	87	7	23	68	483
1996	4	15	3	11	63	41	15	25	161	0	28	42	407
1997	0	8	13	8	53	60	50	9	4	37	28	51	319
1998	54	0	28	104	79	37	63	61	114	73	48	22	682
1999	15	44	17	87	77	192	129	61	19	53	96	42	830
2000	31	19	32	53	20	10	44	11	43	32	34	57	384
2001	45	0	62	47	17	47	80	129	113	0	57	25	622
2002	11	18	14	41	55	32	64	84	65	32	33	28	476
2003	29	34	5	22	31	18	88	25	27	92	39	16	425
2004	32	46	61	88	29	113	38	27	17	59	58	41	607
2005	16	36	29	53	15	38	124	204	56	0	32	46	649
2006	32	44	26	28	37	86	43	103	37	21	14	5	474
2007	18	39	36	0	85	45	22	97	36	52	61	59	549
2008	11	4	50	18	30	82	50	14	45	21	23	50	397
2009	45	45	21	0	8	106	18	37	26	42	64	36	448
2010	35	57	11	56	130	139	44	132	115	38	66	36	861
50 éves átlag**	29	28	31	45	46	68	56	58	48	41	53	42	544

4. táblázat. Csapadék megoszlása negyedévenként és a tenyészidő alatt, mm. Nagyhorcsók

Időszak, évek	Éves összeg	Negyedévi összegek				Tenyészidő alatt	
		1	2	3	4	IV-IX. hó	X-VI. hó
1961	432	73	161	48	150	209	233
1962	644	122	133	191	198	324	406
1963	685	159	125	283	119	407	481
1964	626	59	215	154	199	368	392
1965	780	72	224	239	246	463	494
1966	647	105	196	142	205	337	547
1967	424	95	153	115	62	268	452
1968	358	55	60	152	91	212	177
1969	681	177	211	130	163	341	479
1970	584	151	159	189	85	348	473
1971	407	68	175	107	57	283	328
1972	619	73	201	257	88	458	332
1973	483	70	163	124	127	287	320
1974	755	94	206	216	238	423	427
1975	681	74	211	284	112	495	523
1976	576	80	115	197	184	312	307
1977	522	144	125	131	121	256	453
1978	543	68	236	148	92	384	425
1979	535	128	110	128	169	238	330
1980	603	74	158	125	247	282	401
1981	516	57	153	135	172	288	456
1982	496	90	142	153	111	295	404
1983	421	115	141	80	85	221	367
1984	619	117	156	199	147	355	358
1985	562	116	165	111	170	276	428
1986	440	123	174	46	97	220	467
1987	603	132	212	144	114	357	441
1988	518	149	107	183	79	290	370
1989	468	72	178	144	74	321	328
1990	498	52	197	129	121	325	322
1991	522	55	100	208	160	308	276
1992	471	37	183	34	217	217	380
1993	487	29	47	158	254	205	292
1994	370	60	103	140	68	242	416
1995	483	98	164	124	98	287	329
1996	407	22	115	201	70	316	235
1997	319	21	120	63	115	183	211
1998	682	82	220	239	142	458	417
1999	830	76	356	208	191	564	574
2000	384	82	83	98	122	180	355
2001	622	107	111	321	82	432	340
2002	476	43	128	213	93	341	253
2003	425	68	71	140	147	210	231
2004	607	139	229	81	158	310	516
2005	649	81	106	384	78	490	345
2006	475	101	152	182	40	334	330
2007	549	93	129	155	172	284	261
2008	397	65	130	108	94	238	366
2009	448	110	114	82	143	196	318
2010	861	104	325	291	141	616	572
50 éves átlag**	544	88	158	162	136	320	380

Naptári hónapok:

1. I. + II. + III. hó összege
2. IV. + V. + VI. hó összege
3. VII. + VIII. + IX. hó összege
4. X. + XI. + XII. hó összege

2. A kísérelt beállításának háttere

A kísérlet olyan talajszennyezettségi szinteket reprezentál, melyek ipari létesítmények, autóutak és települések szennyezett környezetében ma is előfordulnak, vagy a jövőben előfordulhatnak. Szennyező forrásul ásványi sókat alkalmaztunk lehetőleg oldható formában, hogy a potenciális toxicitás jobban vizsgálható legyen. Döntő jelentőségű ugyanis az ionos formák talajbani átalakulásának megismerése.

Sajnos a hasonló tartamjellegű kísérletek a nemzetközi irodalomban is szinte hiányoznak. A szennyvíziszapokkal folyó kísérletekben ugyanis nem választható szét szabatosan az egyes komponensek hatása, nem állapíthatók meg toxicitási határértékek az egyes elemekre vagy ionformákra stb. Ehhez tiszta hatásgörbe kísérletekre van szükség elemenként, ahol végigkísérhető a növény fejlődése a mérgezés során, a termés és a növényanalízis adataiból pedig a transzfer-koefficiens is megállapítható. Tenyészedény-kísérleteket ugyan nagy számban végeztek fém sókkal, de ezekben a veszélyt túlbecsülik, hiszen a szűk talaj/gyökér arány miatt intenzívebb a felvétel. A kommunális iszapoknál viszont szabadföldön még extrém, 500 t/ha adag felett is ritka a toxicitás, amennyiben a talaj pH-értéke 5,5 feletti (*Chang et al., 1992; Bridge, 1995; Schmidt, 1997; McGrath et al., 1994*).

Az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala (USEPA) a Mezőgazdasági Minisztériummal (USDA) egyetértésben újraszabályozta a szennyvíziszapok elhelyezésének előírásait. 1993 óta a USEPA-503 sz. rendelete a talajterhelési határértékeket számos esetben megemelte és olyan mérvű fémakkumulációt engedélyez, mely 1 vagy 2 nagyságrenddel lépi túl a talajok természetes készletét, ill. amely az európai szabályok szerint már szennyezésnek minősül és beavatkozást igényelne. Így pl. 40 kg/ha körüli As- és Cd-, 100 kg/ha Se-, 1500 kg/ha Cu-, 3000 kg/ha körüli Zn- és Cr-terhelés még elfogadható (*Bridge, 1995*).

A túl liberális szabályozást számosan megkérdőjelezték. Érvelésük szerint az iszapok adszorpciós tulajdonságai csak átmenetileg gátolják a legtöbb mikroelem extrémebb növényi felvételét a szervesanyagbani megkötődés miatt. Ez a védelem nem állandó és nem effektív minden elemre, növényre, talajra. Az USEPA főként a kukoricát vette alapul, amelyre sok adat gyűlt össze. Ezzel alábecsülte a többi növény érzékenységét, hiszen a kukorica viszonylag fémtűrő és képes mély gyökereket fejleszteni, áthatolva a szennyezett talajrétegen. Az iszapokkal bevitt fémek idővel felvehetőbbé válhatnak esetleg a még el nem savanyodott talajban is (amikor az összes elemkészlet határérték alatti), az érzékeny növényeket és talaj-mikroorganizmusokat károsítva. Saját vizsgálataink többirányú célt követnek. A társtudományok képviselőinek bevonásával az alábbi problémák felvetését kezdeményeztük:

- Egyes elemek viselkedése a talajban: megkötődés, kilúgzás, talajbani átalakulás;
- Egyes elemek hatása a talajéletre: talajbiológiai aktivitás változása, talajlakó mikroszervezetek populációjának alakulása, rhizoszféra vizsgálatok stb.;

- Egyes elemek hatása a növényekre: termés, minőség, betegségellenállóság, gyomosodás alakulása; szárazság- és fagytűrés, megdőlési hajlam változása;
- Egyes elemek akkumulációja a növényi szervekben, transzportja. Fitotoxicitási határkoncentrációk megállapítása növényfajra;
- A kísérletben termelt szennyezett növényi anyaggal állattetési kísérletek végzése, ill. az egyes elemek mozgásának figyelemmel kísérése a talaj–növény–állat rendszerben.

Az ország környezeti állapotában beálló változásokat a levegő, víz, talaj és a növényzet károsanyag-tartalmának folyamatos vizsgálatával, monitoring rendszerben követjük nyomon (*Várallyay, 1990*). Bizonyos elemeknek a táplálékláncban való dúsulását a talaj–növény rendszer kiküszöböli, természetes szűrőként működve. A talaj az elemek egy részét különböző formákban megköti, ill. a növényi növekedés megáll a szennyezett talajon mielőtt extrém elemdúsulás következne be (*Filep, 1988; Szabó et al., 1993; Csathó, 1994a*). Magyarországon az évente termőföldön kihelyezett szennyvíziszap becsült mennyisége 100 ezer tonna, azonban a talajokra és növényekre gyakorolt hosszútávú hatások sajnos nem kellően ismertek (*Vermes, 1992, 1994*).

Csillag és munkatársai (1994) a kadmium, króm, nikkel, ólom és cink elmozdulását vizsgálták nagyméretű bolygatatlan talajoszlopokon, a szabványban megadott maximális terhelés százszorosát is alkalmazva. A szennyező elemeket fémmel dúsított kommunális szennyvíziszapban, ill. a fémek nitrátsóiban adták. A fémek elmozdulása nem haladta meg az 5–10 cm-t három hónapos expozíciós idő után és a talajoldatban átlagosan három nagyságrenddel kisebb volt az elemek koncentrációja, mint a szilárd fázisban. További vizsgálatok során *Németh és munkatársai (1993a,b, 1994)* megállapították, hogy a talaj kiszáritása és újrantedvesítése csökkentette az elemek talajoldatba kerülését. A vizsgált talajok folyadékfázisában a króm és ólom kevésbé volt kimutatható, mint a mobilisabb cink és kadmium.

A szennyvíziszapok szerves és ásványi összetevői általában jól megkötik a nehézfémeket és a növényi felvételben minimális változások észlelhetők a hazai tapasztalatok szerint (*Vermes, 1992; Simon, 1998b*). Mi történik azonban, ha az iszap szerves anyagai idővel részben lebomlanak és a káros elemek felszabadulnak? A fitoremediáció során különleges, a fémek hiperakkumulációjára képes növényeket alkalmaznak, melyek az enyhén szennyezett talajok „karbantartását” végezhetnék. Az ilyen növényekben a káros elem koncentrációja jelentősen meghaladja a talajbeli tartalmat, tehát talajtisztítást eredményezhet. A mérsékelt égövben főként a keresztesvirágúak (*Brassicaceae*) egyes fajai jöhetnek szóba 1000 mg/kg, azaz 0,1 % elemakkumulációval. A hiperakkumuláció elemenként és fajonként változik, ezért hosszú kutatásokat kell végeznünk eltérő növényfajokkal, különböző talajokon. Saját vizsgálatainkban a mikroelem-terhelés talajra és növényre gyakorolt hatásait elemezzük szabadföldi kísérletben, karbonátos csernozjom talajon.

3. A kísérlet módszere

Az alkalmazott kezelések olyan talajszennyezettségi viszonyokat modelleznek, melyek ipari létesítmények, autópályák és települések szennyezett környezetében, városi kiskertekben ma is előfordulnak vagy a jövőben előfordulhatnak. A 13 vizsgált mikroelem sóját 4–4 szinten egyszer alkalmaztuk 1991 tavaszán, az első évben vetett kukorica alá.

A kísérlet kezeléseit és az alkalmazott sók formáját az 5. táblázat ismerteti. Az extrém adagok a talajszennyezési szintek modellezését szolgálták. Az osztott parcellás elrendezésben a vizsgált 13 elem jelenti a főparcellát, míg a 4–4 terhelési szint (adag) az alparcellát $13 \times 4 = 52$ kezeléssel és két ismétléssel, azaz összesen 104 parcellával. A 21 m² területű parcellákat 1–1 m-es utak határolják hosszirányban a jobb megközelíthetőség és a talajáthordás megakadályozása érdekében. A parcellák teljes területe 2184, az utak és szegélyek területe 2008, a kísérlet bekerített összes területe 4192 m².

5. táblázat. A kísérletben alkalmazott egyszeri terhelések 1991-ben (Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

(1) Elem jele	(2) Adagok 1991 tavaszán, kg/ha				(3) Alkalmazott sók formája
	0	1	2	3	
Al	0	90	270	810	AlCl ₃
As	30	90	270	810	As ₂ O ₃ /NaAsO ₂
Ba	0	90	270	810	BaCl ₂
Cd	30	90	270	810	CdSO ₄
Cr	0	90	270	810	K ₂ CrO ₄
Cu	0	90	270	810	CuSO ₄
Hg	30	90	270	810	HgCl ₂
Mo	0	90	270	810	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄
Ni	0	90	270	810	NiSO ₄
Pb	0	90	270	810	Pb(NO ₃) ₂
Se	30	90	270	810	Na ₂ SeO ₃
Sr	0	90	270	810	SrSO ₄
Zn	0	90	270	810	ZnSO ₄

Table 5. Single rates of microelements applied in the experiment in 1991 (calcareous chernozem, Nagyhörcsök). (1) Element. (2) Rates in spring 1991, kg/ha. (3) Form of salts applied.

Míg a mikroelemeket egyszer alkalmaztuk 1991 tavaszán, évente alaptrágyázást végeztünk 100–100–100 kg/ha N, P₂O₅ és K₂O hatóanyag adagolásával ammónium-nitrát, szuperfoszfát és kálisó formájában. A P- és K-műtrágyákat, valamint a N-műtrágya felét őszi szántás előtt, a N másik felét tavasszal vetés előtt vagy fejtrágyaként juttattuk a talajba. A talajművelés az üzemekben szokásos módon történt, talajfertőtlenítést és vegyszeres gyomirtást nem alkalmaztunk. A növényállomány bonitálására többször is sor került a tenyésztési folyamán. A gyomfelvételezéseket Radics László (KÉE Mezőgazdasági Tanszék), a kórtani

felvételezéseket Szécsi Árpád (MTA Növényvédelmi Kutatóintézete) végezte. A 30 kg/ha adagú As-, Cd-, Hg- és Se-kezelések eredményeinek bemutatásától eltekintünk, mivel érdemben sem a termés, sem a termés minőségi mutatói nem módosultak a kontrollhoz képest.

Parcellánként 20–20 pontminta (leszúrás) egyesítésével átlagmintákat vettünk a szántott rétegből rendszeresen, esetenként pedig mélyfúrásokra is sor került. A talajmintákban *Lakanen és Erviö (1971)* szerint meghatároztuk az NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalmakat, valamint a cc HNO_3 + cc H_2O_2 feltárással becsült „összes” készletet. Parcellánként növényi átlagmintákat vettünk és lehetőség szerint külön elemeztük a gyökeret, hajtást és az aratáskori fő- és melléktermést. Az átlagmintákat minimum 20 növényi részből ill. egyedből (kapások), vagy 8–8 folyóméter föld feletti növényi anyagból (kalászosok) képeztük, melyet az egyes parcellák nettó területéről vettünk.

A növényi sorrend kukorica, sárgarépa, burgonya, borsó, cékla, spenót, búza, napraforgó, sóska, őszi árpa, repce, mák, tritikálé, lucerna és gyp volt a 20 év alatt (6. táblázat).

6. táblázat. Növényi sorrend a mikroelem-terhelési kísérletben, Nagyhörcsök.

N.	Év	Növényfaj	N.	Év	Növényfaj
1	1991	Kukorica	11	2001	Repce
2	1992	Sárgarépa	12	2002	Mák
3	1993	Burgonya	13	2003	Tritikále
4	1994	Zöldborsó	14	2004	Lucerna
5	1995	Cékla	15	2005	Lucerna
6	1996	Spenót	16	2006	Lucerna
7	1997	Búza	17	2007	Lucerna
8	1998	Napraforgó	18	2008	Lucerna
9	1999	Sóska	19	2009	Ugar
10	2000	Őszi árpa	20	2010	Gyp

4. Kezelések hatása a talajra

Talajvizsgálatok eredményei 1991-ben

A toxicitási teszt módszere

A talajbiológiai aktivitás jellemzésére a parcellák talajába 1991. aug. 14-én helyeztünk cellulóz tesztpapírokat 4–4 ismétlésben, függőleges helyzetben 7–13 cm mélységbe rakva, ásonyomban. Az alkalmazott $6 \times 6 = 36 \text{ cm}^2$ felületű Whatman-1 szűrőpapírok 2–2 g abszolút száraz cellulózt tartalmaztak tasakonként. A tasakok nem bomló PVC szítaszövetből készültek. A teszteket 71 napos expozíciót követően 1991. okt. 24-én vettük ki és az elbomlott cellulóz súlyvesztése alapján becsültük a talaj biológiai aktivitását.

A talajszennyezettségi toxicitási határértékek becsléséhez a 13 vizsgált elem sójával desztillált vizes oldatokat készítettünk, a törzsoldatok koncentrációja 10 mg/ml volt. A törzsoldatokból steril desztillált vízzel steril lombikokban 1, 10, 100, 1000 mg/l sorozatokat állítottunk elő, melyekből felezéssel nyertük a köztes koncentrációkat. Teszt-organizmusként az *Azotobacter chroococcum* szolgált, melynek 48 órás kultúráiból nyert sejtszuspenziót Petri csészékbe helyeztük. Az 1–1 ml sejtszuspenzióra steril, 45°C -os N-mentes Fjodorov-féle agaros közeget öntöttünk és egyenletesen homogenizáltuk a szuszpenziót a tápközegben. A lemezek megszilárdulása után lemezenként 4–4 db, 8 mm átmérőjű lyukat vágunk, melyekbe egyenként 0.2 cm^2 fémsóoldatot pipettáztunk.

Ezt követően a lemezeket 24 órán át 4°C -on hűtőszekrényben tároltuk, majd inkubálás céljából 28°C -os termosztátba helyeztük. Kétnapos inkubációt követően a gátlási gyűrűk mm-ben mért értékeivel jellemeztük a sók toxikusságának mértékét. A vizsgálatok 4–4 ismétlésben történtek. A Legkisebb Toxikus Koncentrációt (LTK) azon oldatok képviselték, melyek legalább 1 mm-es zónában gátolták az *Azotobacter chroococcum* növekedését. A vizsgálatokat a szabadföldi kísérletben alkalmazott sókkal végeztük. Ettől egy esetben tértünk el, mivel a SrSO_4 gyakorlatilag vízben oldhatatlan. Helyette a $\text{SrCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ sót alkalmaztuk.

Az *Azotobacter chroococcum* teszttel végzett toxicitási határkoncentráció vizsgálatára az 1991. júl. 4-én vett talajminták anyaga szolgált. E célból hóálló üvegekbe 100–100 g száraz talajt mértünk be és 120°C -on 60 percen át sterilizáltuk. Másnap 22 cm^3 sóoldattal a talajokat nedvesítettük és alapos összekeverés után 1 napig szobahőmérsékleten pihentettük. A sóoldatok előállítására céljából előzőleg steril Erlenmeyer lombikokba 0,1; 0,3; 0,9; $2,7 \text{ cm}^3$ törzsoldatokat adagoltunk (elemenkénti szorzatok), majd steril deszt vízzel 22 cm^3 térfogatra egészítettük ki. Ezek képezték a szabadföldi kísérletben is megtalálható 10, 30, 90, 270 mg/kg (azaz 30, 90, 270, 810 kg/ha) koncentrációkat a 100 g talajhoz való hozzáadás után. A szükség szerinti nagyobb koncentrációkhoz több törzsoldatot használtunk, ill. a köztes koncentrációkat felezéssel állítottuk elő.

A Legkisebb Toxikus Koncentráció becslése az azotobacteres talajblokk módszerével történt. Petri csészékbe *Azotobacter chroococcum* sejtuszpenzióval N-mentes (Fjodorov-féle agaros közeg) lemezt öntöttünk. A megszilárdult lemezekre prérőszerszám segítségével 8 mm átmérőjű 4–4 db talajkorongot helyeztünk, majd 24 órára 4 °C-os hűtőbe, ezt követően 48 órára 28 °C-os inkubátorba tettük. A toxicitást a gátló zóna mm-ben mért adataival jellemeztük. A 2–2 ismétlést (lemezt) figyelembe véve minden koncentrációt 8–8 talajkorong átlagával becsültük.

A szántott réteg NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalma

A parcellák nettó területéről 20–20 pontminta egyesítésével átlagmintákat vettünk 1991-ben két ízben is, hogy az esetleges gyors ütemű változásokat nyomon követhessük. A szántott rétegből vett 104 + 104 = 208 db minta elemzésének eredményeit a 7. táblázatban foglaltuk össze. A felvehető elemtartalmakat a *Lakanen és Erviö (1971)* által javasolt NH₄-acetát + EDTA kivonatból határoztuk meg. A szennyezetlen kontrollparcellákon 0,1 ppm körül vagy alatta volt az As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se koncentrációja. Jelentősnek bizonyult a talaj eredeti felvehető Al-készlete 48–67, Sr 30–31, Ba 19–20, Cu 7–9, Pb 4–5 ppm tartalommal. A felvehető Zn és Ni 2–3 ppm koncentrációkat jelzett e módszerrel. Az Al, Sr, Ba kivételével minden elem felvehető tartalma nagyságrenddel vagy nagyságrendekkel nőtt a terhelés hatására. A sok száz-, ill. sok ezerszeres dúsulás a nyomokban előforduló 6 elemnél a kifejezett: As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se.

Vajon milyen arányban mutathatók ki az egyes elemek NH₄-acetát + EDTA-oldható formában a talajban? A visszanyerési/visszamérési %-ok megállapításánál abból indultunk ki, hogy a kb. 20 cm szántott talajréteg 1,5 átlagos tér-fogatsúllyal számolva hektáronként mintegy 3 millió kg tömeget jelent, azaz 3 kg/ha terhelés 1 milliommód rész (ppm vagy mg/kg) mennyiségnek felel meg. Az 1991 tavaszán adott egyszeri terhelés: 0, 90, 270, 810 kg/ha adagok, tehát 0, 30, 90, 270 mg/kg koncentrációemelkedéshez vezethetnek elméletileg a szántott rétegben.

Amint a 7. táblázatban látható, a talajba juttatott Al 10–15, As 20–25, Ba 25–30, míg a Cr mindössze 10 %-a lelhető fel oldható formában júl. 4-én, szűk 2,5 hónap után. Öt héttel később, aug. 12-én a felvehető Cr gyakorlatilag „eltűnik”, hisz mindössze és átlagosan csak 3 %-át találjuk e módszerrel kimutatható formában a szántott rétegben. Az öt hét alatt, a két mintavételi idő között, jelentősen csökkent még az As és a Hg visszamérhetősége. Jól kimutatható maradt a talajban a Cd, Cu, Pb, Zn. Ez a visszamérhetőség vagy oldhatóság persze nem azonos a növényi felvehetőséggel. A Cu és Pb például talajbani oldhatósága ellenére a növények számára a kevésbé mobilis elemek közé tartozik. Az extrém Cu- és Pb-terhelésnél mindössze 3–4 ppm koncentráció-növekedést mutatott a 6-leveles kukorica hajtása.

További évek vizsgálatai tisztázhatják majd, hogy a talajba jutott sóformák mennyiben alakulhatnak át, kötődhetnek meg a feltalajban, esetleg mennyiben távozhatnak onnan kilúgzással, vagy a légkörbe kerülve elillanással. Szükségessé válik majd az egész talajprofil vizsgálata, mintázása és elemzése.

7. táblázat. Kezelések hatása a talaj szántott rétegének felvehető (NH₄-acetát + EDTA-oldható) elemtartalmára 1991. júl. 4-én (A) és aug. 12-én (B)

EDFA-oldható) elemtartalmak 1991. júl. 4-én (A) és aug. 12-én (B)						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	30	90	270	SzD _{5%}	Átlag
1991. júl. 4-én, mg/kg						
Al	67	73	86	90	8	79
As	<0,1	7	18	66	14	23
Ba	20	29	41	100	16	47
Cd	<0,01	30	86	228	40	86
Cr	<0,02	2	6	30	5	10
Cu	7	24	49	110	7	48
Hg	<0,02	4	49	189	13	61
Mo	<0,01	21	27	104	14	38
Ni	3	15	40	74	2	33
Pb	5	29	56	158	32	62
Se	<0,1	7	23	123	13	38
Sr	31	49	67	146	16	73
Zn	2	13	55	153	18	56
1991. aug. 12-én, mg/kg						
Al	48	52	64	81	11	61
As	<0,1	7	15	32	13	14
Ba	19	28	42	84	56	43
Cd	<0,01	27	96	270	62	98
Cr	<0,02	1	3	9	2	3
Cu	9	29	47	200	40	71
Hg	<0,02	6	9	51	13	17
Mo	<0,01	20	24	63	11	27
Ni	3	14	36	56	15	27
Pb	4	10	69	236	46	80
Se	<0,1	6	34	84	17	31
Sr	30	38	54	84	14	52
Zn	1	22	66	120	19	52

Kontroll talajon az As, Cd, Cr, Hg, Mo és Se 0,1 ppm, ill. méréshatár alatt

Table 7. Effect of the treatments on the available (NH₄-acetate + EDTA-soluble) element content of the ploughed soil layer on 4th July 1991 (in mg/kg soil). (1) Element. (2) Treatment in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. Note: In the control soil As, Cd, Cr, Hg, Mo and Se were less than 0.1 ppm or below the detection limit.

Ahhoz, hogy a toxicitást megérthessük a különböző ionformákat is vizsgálunk kell a talajban, nem elég csak az elemek kimutatása oldható vagy nem oldható formában. Az oldható és toxikus Cr(VI) elveszítheti toxicitását és oldhatatlan Cr(III) formává alakulhat. Az adott szelenit viszont szelenáttá oxidálódhat, azaz toxicitása idővel nőhet stb. Ahhoz, hogy a talajbani átalakulásokat jobban megérthessük kétségtelenül hosszú távú kutatásokra kell felkészülnünk.

Talajbiológiai vizsgálatok értékelése

Az élőlények létrehozták a talajt, nélkülük halott és terméketlen közet volna. A talajlakó élőlények közül a mikroszervezetek a legfontosabbak, melyek a talajba kerülő növényi és állati maradványok elbontásában, a tápelemek körforgásában, valamint a talajszerkezet kialakításában vesznek részt. A mikroorganizmusok tevékenysége nélkül tulajdonképpen gyorsan megszűnne az élet a Földön. Vajon a talajszennyező elemek mennyiben károsíthatják a talajéletet, csökkenthetik a talajbiológiai aktivitást, esetleg részleges sterilítást okozva? Mennyiben gátolhatják az érzékeny, N-kötés ill. a talajtermékenység szempontjából nagy jelentőségű *Azotobacter* fajok működését? Melyek a toxikusnak minősülő koncentrációk a sók vizes oldataiban, agar kultúrában és talajban?

A 8. táblázat ismerteti a kezelések hatását az elbomlott cellulóz %-ára. A szabadföldi vizsgálatokból megállapítható, hogy viszonylag kismértvű volt a lebontás, mindössze 10–20 %-a bomlott el a lehelyezett cellulóznak. Ehhez minden bizonnyal az is hozzájárult, hogy szeptember hóban szárazság uralkodott és a késő őszi alacsony hőmérséklet csak mérsékeltebb mikrobiológiai tevékenységet indukált a talajban. Statisztikailag igazolhatóan mérséklődött az elbomlott cellulóz mennyisége az Al-, Cd- és Cr-terheléssel, míg a Hg-, Mo- és Se-sókkal kezelt parcellákon a talaj cellulózbontó aktivitása emelkedett.

8. táblázat. Kezelések hatása az elbontott cellulóz %-ára. Talajbani expozíció időtartama 71 nap. (Behelyezés aug. 14-én, kiemelés: okt. 24-én)

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
Al	17	17	9	9	5	13
As	18	16	17	15		17
Ba	15	16	12	15		15
Cd	13	9	9	8		10
Cr	15	16	17	10		14
Cu	15	12	15	13		14
Hg	13	18	20	18		17
Mo	14	16	15	20		16
Ni	13	12	13	13		13
Pb	17	17	15	16		16
Se	14	19	20	22		19
Sr	14	11	13	16		14
Zn	16	16	18	15		16

Table 8. Effect of the treatments on the decomposed cellulose %. Exposure time in the soil: 71 days. (Placement on Aug. 14, removal on Oct. 24.) (1) Element. (2) Treatment in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean.

Az Al-kezelés depresszív hatását a kloridionok toxikus jellege megmagyarázhatja. Ismeretes a Cd sóinak és a kromátoknak mérgező befolyása is minden élő szervezetre, sejtre. Miből eredhet viszont a Hg-, Mo- és Se-sók pozitív, mikroszervezetek tevékenységét tendenciaszerűen serkentő jellege? Miért nem mutatható ki az egyéb elemek (mint az As, Ba, Cu, Ni, Pb, Sr, Zn), szennyezők érdemi hatása?

A Ba, Pb és Sr valójában nem minősül mérgező elemnek ezen a meszes talajon. Elveszti toxicitását a Cu, Ni és Zn is, melyek mobilitása lecsökken, növényi felvételük mérsékelt marad a meszes vályogon. Az arzenit formában adott As erős mérge, fitotoxikus hatása is nyomon követhető. A mikroorganizmusok egy része azonban rendelkezik azzal a képességgel, hogy oxidatív vagy redukzív reakciók segítségével a szennyező elemek ionos formáit illékony szerves vagy szervetlen vegyületekké alakítva környezetüket detoxikálja. *Cox és Alexander (1973)* *Candida humicola* kultúrákban mérte a növekedést és az elillanó trimetil-arzint. A kultúrák táptalaja 0,1 % arzenátot, arzenitet és egyéb As-formát tartalmazott. A sejtsűrűséghez viszonyítva az arzenátkezelés eredményezte a maximális trimetil-arzín termelést. A sejtaktivitás és a trimetil-arzín-képződés optimális pH-ja 5 körüli volt.

Könnyen felvehető C-forrás jelenlétében a Se-t a mikrobák szintén metilálják mind aerob, mind anaerob viszonyok között. *Francis és munkatársai (1974)* különböző talajokhoz Na-szelenitet és glükózt adva 45 napos inkubáció után azt találták, hogy az adott Se 2 %-a illékony dimetil-szelenid formává alakult. *Doran és Alexander (1977)* szerint valamennyi Se-vegyületből képződhet aerob viszonyok között illékony dimetil-szelenid és hidrogén-szelenid H_2Se . Többen kimutatták, hogy a légköri Se-terhelést a talaj típusa, pH-ja, nedvességállapota, hőmérséklete és a könnyen lebontható szervesanyagkészlete szabályozza. Kísérletünkben tehát az emelkedett cellulózbontó aktivitással nöhetett a talaj Se-vesztesége is.

Wood és munkatársai (1968) kimutatták, hogy a Hg-ion formákból illékony metil-Hg vegyületek képződhetnek. A természetben olyan hordozók (metilező ágensek) léteznek, melyek a CH_3 (metil) csoportokat közvetlenül a Hg^{2+} -ionokra viszik át. Ilyen hordozó a metil-kobalamin, a B_{12} -vitamin egyik származéka, mely számos aerob és anaerob mikroorganizmus sajátja. *Summers és Lewis (1973)* szerint a Hg-rezisztens törzsek tenyésztéséhez adott $HgCl_2$ illékony formává alakul és a metiláció a Hg-rezisztencia általános mechanizmusa. A talaj gyorsan elbomló szerves anyaga fokozza a mikrobiális metilálást és fordítva.

Az említett rövid utalásokból érthetővé válhat a Hg- és Se-sók mikroszervezetek tevékenységét tendenciaszerűen serkentő jellege, hiszen a jól szellőző, humuszos, termékeny vályogtalaj elegendő könnyen bomló szerves hulladékot tartalmazott. Az As mikrobiális metilációja főként a redukzív és savas közegben kifejezett, így nem nyilvánulhatott meg pozitív hatása a cellulózbontó tevékenységre. Ami a Mo serkentő hatását illeti, magyarázattal nem szolgálhatunk. Az elérhető irodalomban nem találtunk erre vonatkozó kísérleteket, adatokat.

A vizsgálatokat kívánatos lesz megismételni korábbi lehelyezéssel és hosszabb expozíciós idővel ahhoz, hogy meggyőző erejük javuljon. Mindenesetre úgy tűnik, hogy a szennyezett parcellákon nem következett be olyan mérvű gátlás a talaj cellulózbontó mikroszervezetei tevékenységében, mely a talaj részleges sterilizálásához vezetett volna. A növényi maradványok (gyökök, levelek, leszántott szár) bomlása szemmel láthatóan nem akadályozott. Sőt, kifejezetten nőtt a cellulózbontás a 270 ppm Hg-, Mo-

és Se-tartalmú talajon. A talajlakó mikroszervezetek fajgazdagsága tehát eltérő reakciót mutathat a terheléssel szemben. Az érzékeny N-kötő *Azotobacter* fajok károsodhatnak esetleg már egy nagyságrenddel kisebb terhelésnél is, amint a 9. táblázat eredményei igazolják.

9. táblázat. A Legkisebb Toxikus Koncentráció (LTK) becslése steril agaros közegben, valamint meszes vályogtalajban (*Azotobacter chroococcum* teszt)

(1) Elem jele	(2) Legkisebb Toxikus Koncentráció, mg/kg		(5) Talajban/ Oldatban
	(3) Agaros közegben	(4) Meszes vályogtalajban	
Al	75	90	1,2
As	50	60	1,2
Ba	270	360	1,3
Cd	1	20	20,0
Cr	2	20	10,0
Cu	5	60	12,0
Hg	0,5	10	20,0
Mo	25	120	4,8
Ni	5	30	6,0
Pb	540	700	1,3
Se	20	30	1,5
Sr	540	720	1,3
Zn	7,5	60	8,0

Table 9. Estimation of the Least Toxic Concentration (LTC) on sterile agar medium and on calcareous loam soil (*Azotobacter chroococcum* test). (1) Element. (2) Least Toxic Concentration, ppm. (3) On agar medium. (4) On calcareous loam soil. (5) In soil/In solution.

Általában megfigyelhető, hogy a toxicitási határ magasabb a talajban, mint az oldatban. Egyes elemeknél (Cd, Cr, Cu, Hg) a különbség 10–20-szoros, tehát nagyságrendi. A Zn és Ni esetén 6–8-szoros ez a hányados, tehát az említett elemek mérgező hatásukat részben elvesztik a talajban. A Ba, Pb, Sr ugyanakkor nem minősül igazi mérgeknek, ill. kevésbé gátolta az *Azotobacter chroococcum* növekedését. A toxicitási tartomány oldatban és talajban egyaránt több száz ppm koncentráció felett jelentkezett. Összességében rendkívül erős mérgező hatást gyakorolt a Hg- és Cd-sók oldata 0,5–1 ppm, valamint a Cr-, Cu- és Ni-sók oldata 2–5 ppm tartományban. Közepes toxicitást jelzett a Se 20, Mo 25, As 50, valamint a klorid formában adott Al-só 75 ppm koncentrációban. Normál körülmények között természetesen a talajoldat nagyságrendekkel szegényebb az említett elemekben.

Mindenesetre a talajszennyezettségi határértékeket/koncentrációkat külön meg kell majd határozni nemcsak az eltérő tulajdonságú talajokra, növényfajokra, talajhasználati módokra, hanem a talajélőlények eltérő érzékenységi csoportjaira is. A talajterhelést a legérzékenyebb közeg, élőlény, mikroszervezetek figyelembevételével szükséges korlátozni. Védelemben kell részesítenünk nemcsak a talaj funkcióit, a talajvizet, a növény–állat–ember tápláléklánc egészét, hanem a talaj életközösségeit is.

Talajvizsgálatok eredményei 1992-ben

Az 1991-ben adott 0, 90, 270, 810 kg·ha⁻¹ elemterhelés, a szántott réteg tömegét 3 millió kg·ha⁻¹-nak tekintve, 0, 30, 90, 270 mg·kg⁻¹ mennyiségnek felelhet meg. A szennyezetlen kontrollparcellákon 0,1 ppm körül vagy alatt volt az As-, Cd-, Cr-, Hg-, Mo- és Se-koncentráció a 10. táblázatban közölt adatok szerint. Az oldható Zn- és Ni-tartalom 3–5 ppm közötti értéket mutatott. Jelentősnek bizonyult a talaj eredeti oldható Al-, Sr-, Ba-, Pb- és Cu-készlete 85, 39, 33, 8 és 4 mg/kg tartalommal. Az Al kivételével minden elem készlete egy nagyságrenddel vagy nagyságrendekkel dúsult a növekvő terhelés nyomán. A sok száz- ill. sok ezerszeres dúsulás a nyomokban előforduló elemekben (As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se) kifejezett.

10. táblázat. Kezelések hatása a szántott réteg felvehető elemtartalmára (NH₄-acetát + EDTA kioldás, mg/kg 1992. nov. 2-án)

(1) Elem jele	(2) Adott mennyiség 1991 tavaszán, mg/kg				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Al	85	90	89	99	23	91
As	<0,1	6	31	93	17	33
Ba	33	47	81	285	37	111
Cd	<0,01	18	62	228	24	80
Cr	<0,02	2	5	10	2	4
Cu	4	34	94	270	22	133
Hg	<0,02	1	13	61	4	19
Mo	<0,01	12	22	43	16	20
Ni	5	33	65	224	16	82
Pb	8	65	131	280	23	121
Se	<0,1	7	66	81	13	39
Sr	39	52	116	257	24	116
Zn	3	29	68	213	24	78

Megjegyzés: A kontrolltalajon mért As-, Cd-, Cr-, Hg-, Mo- és Se-tartalom 0,1–0,2 mg/kg körül, ill. méréshatár alatt

Table 10. Effect of the treatments on the available element contents of the ploughed layer (NH₄-acetate+EDTA dissolution, mg/kg on Nov. 2 1992) (Calcareous chernozem soil, Nagyhorcsók). (1) Element. (2) Quantity applied in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. Note: The values of As, Cd, Cr, Hg, Mo and Se measured on the control soil were around 0.1–0.2 mg/kg or below the detection limit.

Vajon milyen arányban mutathatók ki az egyes elemek NH₄-acetát+EDTA-oldható formában a talajban? A visszamérési %-ok megállapításánál abból indultunk ki, hogy az 1991 tavaszán adott egyszeri terhelés (a 0, 90, 270 ill. 810 kg/ha adagok) 0, 30, 90 ill. 270 mg/kg koncentrációemelkedéshez vezethetnek elméletileg a szántott rétegben. A 3 kg/ha terhelés 1 mg/kg növekedést okozhat a feltalajban. Amint a 10. táblázat számított adataiból megítélhető, az átlagos visszamérési sorrend az alábbi volt elemenként: Pb, Cu, Ni, Zn, Cd, Sr, Ba, Se, As, Mo, Hg, Al, Cr. Tehát:

- gyakorlatilag teljesen visszamérhető, azaz oldatban maradt: Pb, Cu;
- viszonylag jól visszamérhető (60–90 % között): Ni, Zn, Cd, Sr, Ba;

- közepesen visszamérhető (30–60 % között): Se;
- gyengén visszamérhető (10–30 % között): As, Mo, Hg; és
- alig visszamérhető, azaz más formákká alakult: Cr, Al.

Az egyes elemek NH_4 -acetát+EDTA oldhatósága eltérő, tehát a talajbani megkötődés nem azonos sebességgel megy végbe. Az első évben vett minták adataival összevetve megállapítható, hogy az 1991. és 1992. évi analízisek eredményei összességükben egybeesnek.

Talajvizsgálatok eredményei 1993-ban

A betakarítást követően talajmintákat vettünk a kontroll- és a maximális terhelésű parcellák 0–20, 20–40 és 40–60 cm-es rétegéből botfúróval, kézzel, 20–20 db lefűrés/nettó parcella anyagát átlagolva. A 13 kezelt + 1 kontroll = 14 x 2 ismétlés = 28 parcella x 3 mélység = 84 db átlagminta elemzésével kísértük meg az egyes szennyezők esetleges vertikális elmozdulását, kilúgozását megbecsülni. A felvehetőnek vagy mobilisnak minősülő NH_4 -acetát+EDTA frakciókat *Lakanen és Erviö (1971)* módszerével vizsgáltuk.

A szennyezetlen és a maximális (810 kg/ha) adagú kezelések 0–20, 20–40, 40–60 cm-es rétegének NH_4 -acetát+EDTA-oldható elemtartalmait a *11. táblázatban* tanulmányozhatjuk. Hangsúlyozni kell, hogy az 1993. évi vizsgálatok súlyos korlátokkal terheltek, melyek egyaránt jelentkeznek a kísérleti technikában, térben és időben:

Bármilyen gondosan történt a mintavétel, az altalajból származó minták bizonyos mérvű szennyeződése nem zárható ki a fűrésok és az előkészítés során.

A mintavétel 60 cm mélységig terjedt, térben korlátozott volt. A 20–40 cm-es réteg dúsulásához természetesen a mélyszántás is hozzájárulhatott. Mintavételre a kísérlet 3. évét követően került sor időbeni korlátot jelölve.

A fentiek alapján nyilvánvaló, hogy az első korai talajvizsgálatokkal csupán tájékoztató jellegű információkat szerezhettünk. Amint a *11. táblázatban* látható, egyértelmű és gyors kilúgozást az NH_4 -acetát+EDTA-oldható króm mutatott, melynek legfőbb akkumulációs rétegét a 40–60 cm képezte már 1993-ban. Valószínűsíthető a kadmium és ólom vertikális elmozdulása. Hosszú távon nem zárható ki – az Al kivételével – a többi elem lassú kilúgozása sem. A talajvíz e termőhelyen azonban nem veszélyeztetett, mivel 15–20 m mélységben található. A főbb talajszennyező elemek kimosódásának megismerése hosszabb időt vesz igénybe.

A króm különös érdeklődésre tarthat számot, amennyiben hazánkban az egyik legfontosabb szennyező és a Cr(VI) erős mérgező az élővilágra. Gyors kilúgozása mobilis kromát, bikromát formájában a nitráthoz hasonló és bizonyos termőhelyeken a talajvizet veszélyeztetheti. További vizsgálatokat folytattunk ezért a talajbani átalakulás nyomán követésére. Elemeztük az ún. összes, felvehető és vízoldható Cr(VI) frakciót az első két évben vett talajminták anyagát felhasználva.

11. táblázat. A maximális (810 kg/ha) mikroelem-terhelés 3. éves utóhatása a talajszelvény 0–60 cm-es rétegének NH₄-acetát+EDTA-oldható elemtartalmára (mg/kg) (Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1993. ősz)

(1) Elem jele	(2) Kezelés jele	(3) Mintavétel mélysége, cm			(4) Kílúgzás megítélése
		0–20	20–40	40–60	
Al	a) Kontroll	77	56	41	c) Kizárható
	b) Kezelt	99	52	39	
As	a) Kontroll	<0,1	<0,1	<0,1	d) Kérdéses
	b) Kezelt	93	19	<0,1	
Ba	a) Kontroll	30	34	37	d) Kérdéses
	b) Kezelt	285	50	44	
Cd	a) Kontroll	0,4	0,1	0,1	e) Valószínű
	b) Kezelt	227	21	6,6	
Cr	a) Kontroll	<0,02	0,1	0,1	f) Kifejezett
	b) Kezelt	7,2	9,7	14,3	
Cu	a) Kontroll	4,2	2,4	1,6	d) Kérdéses
	b) Kezelt	270	17	6,9	
Hg	a) Kontroll	0,1	<0,03	<0,03	d) Kérdéses
	b) Kezelt	60,9	0,4	1,6	
Mo	a) Kontroll	<0,01	<0,01	<0,01	d) Kérdéses
	b) Kezelt	43	3,8	2,0	
Ni	a) Kontroll	3,5	2,7	0,9	d) Kérdéses
	b) Kezelt	223	11	4,4	
Pb	a) Kontroll	6,8	4,2	2,9	e) Valószínű
	b) Kezelt	280	40	23	
Se	a) Kontroll	0,2	0,3	<0,1	d) Kérdéses
	b) Kezelt	81	19	1,1	
Sr	a) Kontroll	32	34	45	d) Kérdéses
	b) Kezelt	257	64	51	
Zn	a) Kontroll	1,8	1,8	1,5	d) Kérdéses
	b) Kezelt	213	18	4,5	

Table 11. After-effect of maximum (810 kg/ha) microelement load in the third year on the NH₄-acetate+EDTA-soluble element contents in the 0–60 cm soil profile (mg/kg) (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök, autumn 1993). (1) Element. (2) Treatment code. a) Control; b) treated. (3) Sampling depth, cm. (4) Degree of leaching. c) highly unlikely; d) doubtful; e) probable; f) pronounced.

A 12. táblázat eredményei szerint ekkor még a vízdíható Cr(VI) frakció is kimutatható volt a szántott felső rétegben. A szennyezetlen talaj eredeti „összes” Cr-készlete 24–26 ppm, míg a 810 kg/ha adagú 270 ppm terhelésnél 98–122 ppm értéket mértünk. Azaz e módszerrel meghatározott „összes” króm csupán 1/3-át képes kimutatni a talajba vitt Cr-mennyiségnek. Az NH₄-acetát+EDTA kioldással kapott koncentráció ugyanitt 9–30 ppm közötti volt, tehát ebben a formában maradt a bevitt króm 5–10 %-a. A bevitel K₂CrO₄ vízdíható Cr(VI) formában történt. A 0,01 M CaCl₂-oldható Cr(VI) frakció azonban gyorsan eltűnt a szántott rétegből, az első év végén mindössze 2,4 ppm található a 270 ppm terhelésű parcellán (12. táblázat).

12. táblázat. Cr-terhelés hatása a talaj szántott rétegének Cr formáira (mg/kg)

(1)	(2) Terhelés 1991. ápr. 22-én, mg/kg				(3)
Mintavétel ideje	0	30	90	270	Átlag
A. „Összes” Cr: cc HNO ₃ + cc. H ₂ O ₂ feltárás					
1991. júl. 4.	24	44	57	116	60
1991. aug. 12.	24	40	62	98	56
1992. nov. 2.	26	50	77	122	69
B. „Oldható” Cr: NH ₄ -acetát + EDTA kioldás					
1991. júl. 4.	<0,02	2	6	30	10
1991. aug. 12.	<0,02	1	3	9	3
1992. nov. 2.	<0,02	2	5	10	4
C. Cr(VI): 0,01 M CaCl ₂ kioldás					
1991. júl. 4.	<0,02	0,7	1,0	6,8	2,1
1991. aug. 12.	<0,02	0,4	0,7	2,4	0,9
1992. nov. 2.	<0,02	<0,02	0,2	0,4	0,2

Table 12. Effect of Cr loads on the Cr forms in the ploughed soil layer (mg/kg) (Calcareous chernozem soil, Nagyhorcsök). (1) Sampling date. (2) Pollution on Apr. 22 1991, mg/kg. (3) Mean. A. „Total” Cr: cc.HNO₃+cc.H₂O₂ digestion. B. „Soluble” Cr: NH₄-acetate+EDTA dissolution. C. Cr(VI): 0.01 M CaCl₂ dissolution.

A 13. táblázat adatai szerint a 3. év végén, a maximális terhelésű kezelésben, a Cr-formák aránya megváltozik a mélységgel. A 0–20 cm-es rétegben az „összes” Cr 6 %-át találjuk felvehető, ill. 1 %-át 0,01 M CaCl₂-oldható formában. A 20–40 cm-es rétegben a felvehető frakció 14, a vízdoldható 5 %-ra emelkedik. A 40–60 cm-es rétegben az „összes” Cr-készlet a felére csökken, melynek 1/4-ét már a vízdoldható frakció adta. Nem elégséges tehát a feltalaj vizsgálatára szorítkoznunk. Szennyezett ipari területeink egy részén a talajprofil Cr- tartalmának dúsulása azért tűnhet riasztónak, mert nem kizárt a toxikus, rákkeltő Cr(VI) jelenléte. Utóbbi reális veszélyt jelent a talajvízre.

Bőrgyári szennyvizeinkben megjelenik a cserzésnél alkalmazott Cr-só, mely a szennyvíz öntözésekor a talajba kerülhet. Amennyiben az adott talaj nem köti meg a Cr(VI) formát Cr(III) formává alakítva, a talaj gyorsan elveszítheti termékenységét. Kísérletünkben a sárgarépa kipusztult a gyomnövényzettel együtt a 2–4 ppm körüli vízdoldható Cr(VI)-tartalomnál. A FAO és egyéb ajánlásokban szereplő 0,1 mg/l, azaz 0,1 g/m³ engedélyezett Cr(összes) koncentráció 10 ezer m³/év öntözőnorma esetén 1 kg/ha/év terhelést jelentene. Ez a szántott rétegben 0,3 ppm dúsulásnak felelne meg 1 év alatt. Igaz, hogy az iszapokban és a talajokban a Cr általában Cr(III) formává alakulhat és elveszítheti toxicitását.

Mindenesetre előzetes vizsgálatok szükségesek a szennyvizek és -iszapok mezőgazdasági felhasználásánál. Meg kell győződni a szennyezők mennyiségi viszonyairól, formáiról. Ismerni szükséges a befogadó talaj kémiai és vízgazdálkodási tulajdonságait. A szennyvízzel való öntözés, valamint a szennyvíz-iszapokkal való trágyázás gyakorlatát folyamatosan ellenőrizni kell, nyomon követve a talajban és a termesztett növényben beálló változásokat. Szigorúan be kell tehát tartani a szennyvíziszapok és szennyvizek elhelyezésére vonatkozó előírásokat, irányelveket.

13. táblázat. A maximális (810 kg/ha) Cr-terhelés 3. éves utóhatása a talajszelvény Cr-formáira

(1) Mintavétel mélysége, cm	(2) Terhelés 1991-ben, 270 mg/kg (810 kg/ha)		
	(3) „Összes” Cr	(4) „Oldható” Cr	(5) Cr(VI)
<i>A. mg/kg légszáraz talajban, 1993</i>			
0–20	122	7,2	0,8
20–40	65	9,7	3,6
40–60	57	14,3	13,8
<i>B. %-ban</i>			
0–20	100	6	1
20–40	100	14	5
40–60	100	25	24
a) Átlag	100	13	7

Table 13. After-effect of maximum (810 kg/ha) Cr load in the third year on the Cr forms in the soil profile (Calcareous chernozem soil, Nagyhorcsök). (1) Sampling depth, cm. a) Mean. (2) Load in 1991, 270 mg/kg (810 kg/ha). (3) „Total” Cr. (4) „Soluble” Cr. (5) Cr(VI). A. As mg/kg air-dry soil, 1993. B. As a %.

Talajvizsgálatok eredményei 1994-ben

Parcellánként 20–20 pontminta egyesítésével átlagmintákat képeztünk a szántott rétegből és meghatároztuk az „összes” készletet cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolásból, valamint az NH_4 -acetát + EDTA-oldható tartalmakat *Lakanen és Erviö (1971)* szerint. Az „összes” tartalmakat kémiai módszerekkel, általában tömény savakkal becsüljük. Kérdés, hogy a talajba került szennyezés mennyire mutatható ki kémiai eljárásainkkal, mekkora a visszamérés %-a? Minderre konkrét választ csak a terhelési kísérletekben kaphatunk. A könnyen oldható tartalmakat, ill. határkoncentrációkat ugyancsak kísérletesen lehet megállapítani eltérő talajokon és növénykultúrákban. A növények reakciója, károsanyag-felvétele fajonként változó. E téren a hazai vizsgálatok alapvető fontosságúak a mobilis szennyezettségi kritikus koncentrációk megismerésében, melyeket a talajhasználati céloktól függően differenciálva állapíthatunk meg.

A visszanyerési/visszamérési %-ok megállapításánál abból indultunk ki, hogy a kb. 20 cm szántott talajréteg (1,5 átlagos térfogattömeggel számolva) hektáronként mintegy 3 millió kg tömeget jelent, azaz 3 kg/ha terhelés 1 mg/kg mennyiségnek felel meg. Ebben a kísérletben 0, 90, 270, 810 kg/ha terhelést/ adagokat alkalmaztunk elemenként, mely 0, 30, 90 ill. 270 mg/kg talajszennyezést jelent.

Amint a 14. táblázat adataiból kitűnik, a szántott réteg elemtartalma az alumíniumot kivéve egy vagy több nagyságrenddel dúsult a terhelés nyomán. Ez a változás mind az „összes”, mind a mobilis vagy felvehető koncentrációkban nyomon követhető. Az alumínium esetén a terhelés egyáltalán nem mutatható ki egyik módszerrel sem. Az Al-szilikátok az egyik legfőbb talajalkotók, tömegükhöz képest elenyésző az Al-bevitel.

14. táblázat. Kezelések hatása a szántott réteg összetételére, mg/kg

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. cc.HNO ₃ + cc.H ₂ O ₂ kioldás 1994-ben*						
As	7	28	81	210	34	86
Ba	80	111	154	398	54	221
Cd	0,3	18	50	162	18	62
Cr	18	48	64	121	57	63
Cu	17	43	85	230	24	120
Hg	<0,1	26	67	157	33	66
Mo	<0,04	10	20	114	24	36
Ni	28	63	112	248	18	113
Pb	10	49	142	264	33	117
Se	7	29	81	224	22	88
Sr	60	90	158	352	28	165
Zn	40	71	118	274	26	127
B. NH ₄ -acetát+EDTA kioldás 1994-ben**						
As	<0,1	4	21	80	9	26
Ba	18	27	40	67	16	38
Cd	<0,01	14	44	164	13	56
Cr	<0,02	1	2	4	1	2
Cu	4	23	65	192	12	71
Hg	<0,03	2	12	41	2	14
Mo	<0,01	3	7	25	4	9
Ni	4	22	48	86	9	40
Pb	5	29	101	260	19	99
Se	<0,1	8	33	89	11	32
Sr	40	57	99	314	32	118
Zn	1	19	44	147	11	53

* Hg és Mo 0,1 ppm körül, B 1, Co 8, Na 61, S 432, Mn 684, P 1127, K 1555, Mg 8446, Al 10796, Fe 15789 ppm átlagosan. ** As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se 0,1 ppm körül, Co és B 2, Na és S 40, Al 67, Fe 71, P 100, K 266, Mn és Mg 400 ppm átlagosan

Table 14. Effect of treatments on the composition of the ploughed layer, mg/kg (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1) Element. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Digestion with cc. HNO₃ + cc. H₂O₂. B. Digestion with NH₄-acetate + EDTA in 1994.

A visszamérési %-ok elemenként és módszerenként eltérőek a táblázatokban közöltek alapján. Ami az „összes” tartalmakat illeti látható, hogy – a szórásokat figyelembe véve – az átlagos visszamérhetőségi sorrend az alábbi: Pb, Sr, Ba, Ni, Zn, Cu, Se, As, Hg, Cr, Cd, Mo, Al. Azaz, a talajba jutott szennyező elemek közül 1994-ben (4 év után) a szántott rétegben kimutatható: Pb, Sr, Ba, Ni, Zn 90 % felett; Cu, Se, As, Hg 60–90 % között; Cr, Cd, Mo 30–60 % között; míg az Al 10 % alatt.

A 14. táblázatban bemutatott könnyen oldható tartalmakat illetően, ugyanazon mintákban az átlagos visszamérési sorrend az alábbiak adódott: Pb, Sr, Cu, Zn, Cd, Ni, Se, Ba, As, Mo, Hg, Cr, Al. Azaz a talajba jutott szennyező elemek közül 1994-ben a szántott rétegben kimutatható: Pb 90 % felett; Sr 60–90 % között; Cu, Zn, Cd, Ni, Se 30–60 % között; Ba, As, Mo, Hg 10–30 % között; míg az Al és Cr 10 % alatt.

Az Pb-szennyezés mindkét módszerrel jól jelezhető. A másik elem, amely esetében az „összes” és az oldható koncentrációk átlagai jól egyeznek a Cd, melynél a visszanyerési értékek 50–60 % közöttinek adódtak. Az ólom és a kadmium két kulcsfontosságú környezetszennyező. Ezen elemek nyomon követésére elégséges csupán a felvehető koncentrációkat meghatározni ahhoz, hogy hasonló tulajdonságú talajokon egy szennyezést utólag minősítsünk, a terhelést számszerűen is kifejezzük. A minősítésnél figyelembe veendő a szennyezés kora vagy időtartama, mert a friss szennyezők általában jobban kimutathatók a mobilis frakciókban. Másrésről az adott sók oldhatósága eredendően sem azonos, ill. különböző módon alakulnak át a talajban, a talajösszetevőkkel kölcsönhatásba lépve.

A hazai szabályozásban érvényes talajszennyezettségi határértékeket a 15. táblázat közli. Amennyiben összevetjük a 14. táblázatban bemutatott saját kísérleti adatainkkal azt találjuk, hogy a maximális terheléssel előálló koncentrációk a Zn és Cr (összes) esetében a B-C₁ közötti; a Ba, Cu és Pb elemeknél a C₁-C₂ közötti; a Ni-nél a C₂-C₃ közötti; míg az As, Mo, Cd, Hg, Cr (VI) elemeknél a C₃ kategóriába esnek. Az „A” kategória a szennyezetlen háttérkoncentrációt, a „B” kategória a szennyezési küszöbértéket, míg a „C” kategória erős szennyezést és intézkedési / beavatkozási határértéket jelent a terület érzékenységi besorolásától függően. A C₁= fokozottan érzékeny, C₂= érzékeny, C₃= kevésbé érzékeny területre vonatkozik eltérő koncentrációkkal.

15. táblázat. Fémek és félfémek talaj (földtani) szennyezettségi határértékei Magyarországon. Összes tartalom (cc. HNO₃+cc. H₂O₂) mg/kg száraz talajban. (10/2000. (VI. 2.) KÖM–EüM–FVM–KHVM együttes rendelet)

Elem jele	Szennyezettségi határkoncentrációk kategóriái					Kockázati fokozat
	A	B	C1	C2	C3	
Ba	150	250	300	500	700	K2
Zn	100	200	500	1000	2000	K2
Cr (össz.)	30	75	150	400	800	K2
Cu	30	75	200	300	400	K2
Pb	25	100	150	500	600	K2
Ni	25	40	150	200	250	K2
Co	15	30	100	200	300	K2
As	10	15	20	40	60	K1
Sn	5	30	50	100	300	K2
Mo	3	7	20	50	100	K2
Cd	0.5	1	2	5	10	K1
Ag	0.3	2	10	20	40	K2
Hg	0.15	0.5	1	3	10	K1
Cr(VI)	Kh	1	2.5	5	10	K1

Kh - analitikai kimutathatósági határ

A - Háttérkoncentráció. Munkafunkcionális hasznosítás lehetséges

B - Szennyezettségi küszöbérték. Korlátozott hasznosítás lehetséges

C - Beavatkozási (intézkedési) határérték. Kárelhárítás szükséges

C1 - Fokozottan érzékenynek minősített területen

C2 - Érzékenynek minősített területen

C3 - Kevésbé érzékeny egyéb területeken

Talajvizsgálatok eredményei 1997-ben

Aratás után parcellánként 20–20 pontminta egyesítésével átlagmintákat képeztünk a szántott rétegből. A kezelések hatását a szántott réteg NH₄-acetát+EDTA-oldható elemkészletére a 16. táblázat foglalja össze. Szennyezetlen talajon a Cr-, Mo-, Hg-, Se-, As- és Cd-tartalom 0,1 mg/kg körül vagy alatt maradt. Amennyiben a maximális 810 kg/ha (azaz 270 mg/kg) terhelés hatását vizsgáljuk megállapítható, hogy a 7 évvel ezelőtt bevitt króm 0,5, molibdén 3, higany 8, szelén 13, arzén 16, ill. kadmium 70 %-a maradt könnyen oldható formában. Az egyéb vizsgált elemeknél ez a visszamérési/visszanyerési % az alábbiak szerint alakult: Ba 11%, Ni 18%, Sr 36%, Cu 48%, Zn 52% és Pb 68%.

Az e módszerrel meghatározott oldhatóság a talajban tehát elemenként akár két nagyságrenddel is eltérhet. Két fontos talajszennyező, a kadmium és ólom viszont jól visszamérhető, azaz a talajok szennyezése utólag megállapítható. Kérdés, vajon ez az oldható frakció milyen korrelációt mutat a növényi felvétellel? Ami az egyéb elemeket illeti, a réz és cink (mint gyakori szennyezők), mintegy 50 %-ban szintén kimutathatók voltak oldható formában. A Cr(VI) formában adott króm nagyobb része oldhatatlan Cr(III) formává alakult, részben pedig a szántott réteg alá mosódott vizsgálataink szerint.

16. táblázat. Mikroelem-terhelések hatása a szántott réteg könnyen oldható elemtartalmára (NH₄-acetát+EDTA kioldás, mg/kg 1997-ben) (Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
As	<0,1	3	11	42	3	14
Ba	25	25	38	56	14	36
Cd	<0,01	27	85	190	15	76
Cr	<0,02	0,4	0,8	1,4	1	0,4
Cu	3	19	54	133	12	52
Hg	<0,03	<0,03	3	23	4	7
Mo	<0,01	2	5	8	2	4
Ni	3	17	27	52	8	25
Pb	4	33	101	188	18	82
Se	<0,1	2	9	36	6	12
Sr	34	50	63	132	14	70
Zn	3	22	53	143	13	55

Szennyezetlen talajon az alábbi átlagos elemkoncentrációkat mértük:

As, Hg, Mo, Se, Cd, Cr: 0,1; Co, B, Zn: 1,5–2,8; Cu, Ni, Pb: 3–4; Ba, Na, S, Sr: 15–35; Al és Fe: 60–80; P₂O₅ és K₂O: 180–200; Mg és Mn: 350–400; Ca 14000 mg/kg légszáraz anyagban.

Table 16. Effect of microelement loads on the readily available element content of the ploughed layer (NH₄-acetate + EDTA-soluble, mg/kg, 1997) (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök).

(1) Element. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. Note: The following mean element concentrations were measured on treated soil, mg/kg air-dry matter.

Pontos elemmérlegeket nem állíthatunk fel. A növényi felvételek jól nyomon követhetők, azonban az egyéb veszteségforrások nehezen becsülhetők. A *Lakanen és Erviö (1971)* által kidolgozott NH_4 -acetát + EDTA-kioldás elsősorban a talajoldat és a kolloidokon adszorbeált kicserélhető készlet kimutatására alkalmas. Természetesen nem jelezheti az egyéb nehezen oldható, ill. kötött formák (oldhatatlan humuszvegyületek, szilikátok vagy elsődleges ásványok szerkezeti elemeiben megkötött) mennyiségét. A kilúgzás főként az anion formákat érintheti ezen a jól szellőzött meszes talajon: arzenát, kromát, molibdenát, szelenát. A kilúgozódó elemek kvantitatív megítélése precíz mintavétellel és az oldhatóbb frakciók vizsgálatával megvalósítható. Fennállhat egyes elemeknél (Se, Hg stb.) az elillanás, metiláció jelensége is, amelyet nem tudunk nyomon követni.

Talajvizsgálatok eredményei 2000-ben

A kezelések hatását a szántott réteg NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemkészletére a 17. táblázat foglalja össze. Szennyezetlen talajon a Cd, As, Mo, Se, Hg, Cr elemek mobilis mennyisége a 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt. Megállapítható, hogy a 10 évvel ezelőtt adott 810 kg/ha (270 mg/kg) kezeléseket tekintve a szántott rétegben e módszerrel becsülve kimutatható a Cd, Cu, Pb 40–46 %-a; a Sr és Zn 31–32 %-a; a Ba, Ni és As 14–19 %-a; a Mo, Se, Hg 2–5 %-a, valamint a Cr 0,6 %-a.

17. táblázat. A kezelések hatása a szántott réteg NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalmára (mg/kg talajban 2000 szeptemberében) (Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
Sr	35	52	79	122	14	72
Ba	16	26	42	68	9	38
Pb	4	28	60	114	8	52
Cu	4	20	44	128	11	49
Ni	4	14	30	50	6	24
Zn	2	16	37	85	6	35
Cd	<0,01	14	44	124	8	46
As	<0,1	3	12	37	3	13
Mo	<0,01	4	9	14	4	7
Se	<0,1	2	4	11	2	4
Hg	<0,03	0,1	0,7	5,0	0,2	1,5
Cr	<0,02	0,4	0,9	1,6	0,4	0,7

Table 17. Effect of the treatments on the NH_4 -acetate + EDTA-soluble element contents of the ploughed layer (mg/kg soil in September 2000) (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1)–(4): see Table 14.

A maximális 810 kg/ha kezelés hatását a talaj „összes” és NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemkészletére a 18. táblázat foglalja össze. 1994-ben szántott réteget, 2000-ben pedig azon kívül a 30-60 cm és 60-90 cm talajréteget is vizsgáltuk. Az

adatokból jól látszik, hogy a Zn, Cu, Ni, Pb, Se, Cd oldható frakciója csökken a mélységgel, viszont a Sr és Cr nő. Ugyanakkor az „összes” készlet esetében a Zn; Cu; Ni; Pb; Ba elemek mutatnak csökkenést lefelé haladva, míg a Sr, Ca, Mg, Na készlet nőhet.

18. táblázat. A 810 kg/ha (270 mg/kg) kezelés hatása a talaj összetételére, mg/kg

Elem jele	1994-ben 0-30 cm	2000-ben			Kontroll talaj 0-30 cm
		0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	
cc. HNO ₃ + cc. H ₂ O ₂ kioldás					
As	210	114	9	5	12
Ba	398	234	98	74	73
Cd	162	125	4	0,6	0,2
Cr	121	92	43	29	17
Cu	230	155	15	11	14
Hg	157	92	0,8	0,4	0,1
Mo	114	33	4	3	0,1
Ni	248	140	21	18	24
Pb	264	134	8	5	10
Se	224	34	28	13	<1
Sr	352	177	113	89	64
Zn	274	210	40	20	38
NH ₄ -acetát + EDTA kioldás					
As	80	34	0,4	< 0,1	< 0,1
Ba	67	61	24	20	18
Cd	164	118	2,9	0,3	0,2
Cr	4	1,8	1,0	1,0	0,1
Cu	192	98	2,4	1,4	4
Hg	41	10	0,1	<0,03	<0,03
Mo	25	11	1,0	1,3	<0,01
Ni	86	53	1,0	0,6	4
Pb	260	112	2,1	1,8	4
Se	89	17	13	12	0,3
Sr	314	131	62	54	40
Zn	147	94	23	1	1

A későbbiekben taglalt növényi felvétel és a kémiai talajkivonószerszerrel becsült oldhatóság között az egyes elemeket összehasonlítva nincs összefüggés. Így pl. a réz csaknem felét (46 %-át) oldható formában találjuk a szántott rétegben. A növénybeni dúsulása viszont elhanyagolhatóan kicsi. Ezzel szemben a talaj–növény rendszerben nagy mobilitást mutató Se-szennyezésnek mindössze 4 %-át találjuk oldható formában. A *Lakanen és Erviö (1971)* által kidolgozott NH₄-acetát + EDTA alkalmas lehet a talajszennyezettség megítélésére, szaktanácsadási célokra, amennyiben kielégítően jelezni képes az elem dúsulásokat. A talajbani határkoncentrációk hasonló terhelési kísérletekben becsülhetők elemenként és módszerenként, mivel a kapott eredmények módszer-függők.

Talajvizsgálatok eredményei 2004-2005-ben

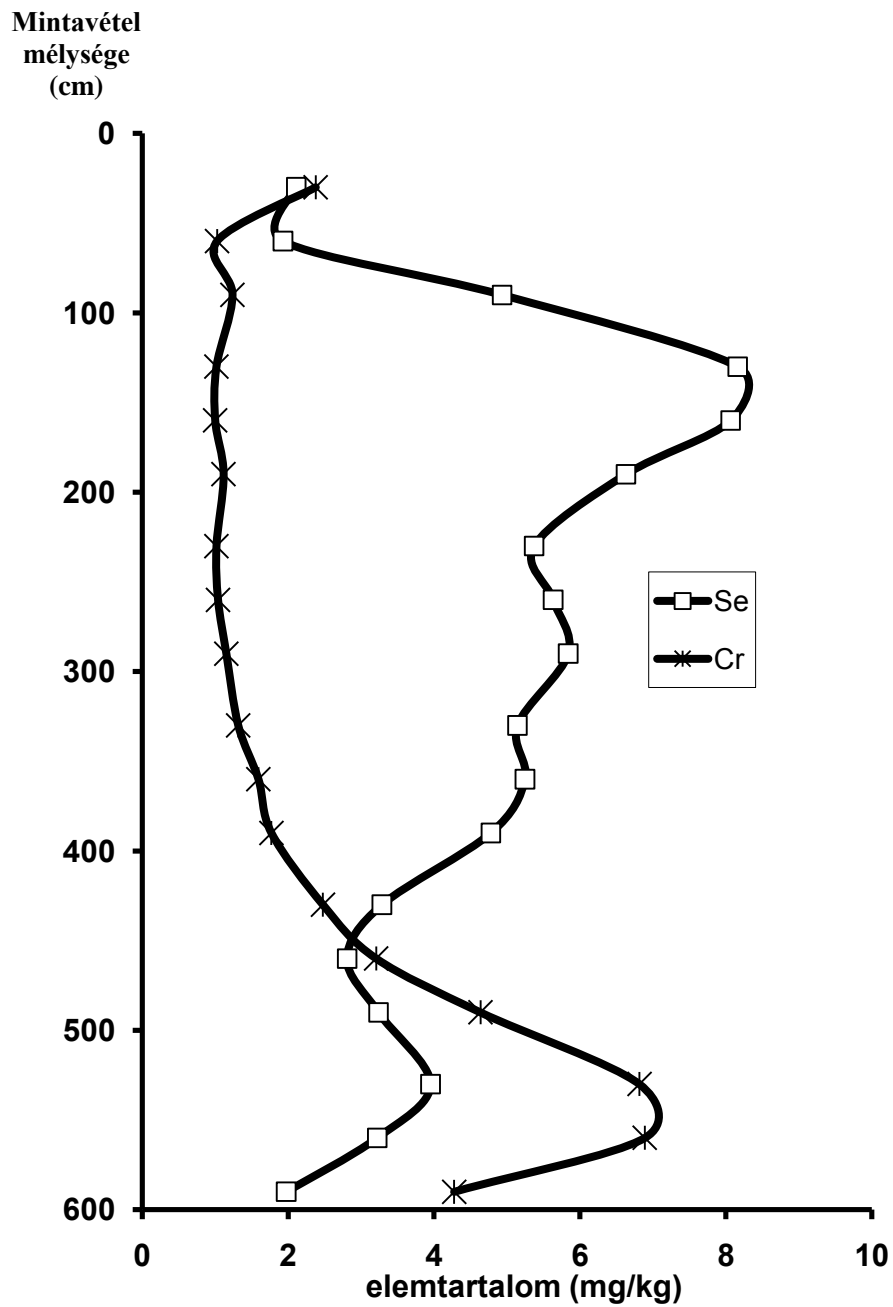
Reprezentatív átlagmintákat vettünk a szántott rétegből, a nettó parcellák területéről, 20-20 pontminta/lefűrés egyesítésével 2004-ben. A következő évben 2005. 10. 27-én a 0-590 cm talajrétegeket is mintáztuk: a kiemelt parcellák nettó területén géppel 2-2 fűrés történt 30 cm-enként. A talajok alapvizsgálatait a *MÉM NAK (1978)*, illetve a *Baranyi és munkatársai (1987)* által ismertett módon végezzük. A $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ feltárással becsült „összes” elemtartalmat az *MSz 21470-50 (2006) szabvány* szerint határozzuk meg. Az NH_4 -acetát+EDTA-oldható elemtartalmakat *Lakanen és Erviö (1971)* módszerével, a nitrogént $\text{cc. H}_2\text{SO}_4 + \text{cc. H}_2\text{O}_2$ feltárással az *ISO 11261 (1995)* szerint módosított *Kjeldahl (1891)* eljárással vizsgáljuk. Rutinszerűen 20–25 elemet vizsgálunk a talajban ICP technikát alkalmazva. A laboratóriumi vizsgálatokat megelőzően a talajminták 40–50°C-on való szárítását és homogenizálását a kísérleti telepen végzik.

Az 1991-ben adott 0, 90, 270, 810 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ elemterhelés, a szántott réteg tömegét 3 millió $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ -nak tekintve, 0, 30, 90, 270 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ mennyiségnek felelhet meg. A kísérlet 2. évében 1992-ben gyakorlatilag a talajba vitt réz só teljes mennyisége kimutatható a szántott rétegben. Később a frakció felére, harmadára csökken. A Cu megkötődik és nehezebben oldható más formákká alakul a talajban. Részben analóg módon viselkedik a Ni és Pb. A Hg rendkívül gyorsan „eltűnik” a talajban, beépülhet a kristályrácsokba és nehezen követhető nyomon. A bevitel után 10 évvel mindössze 1-2%-át találjuk ebben az oldható formában.

A Se viszont igen mozgékony és a csapadékkal a mélyebb rétegekbe mosódhat. Az első években 1/3-át mutattuk ki a feltalajban, míg 10 év után mintegy 3%-át, 15 év után alig 1%-át. A Cr kromát formában Se-hez hasonlóan gyorsan kimosódhat, és részben gyorsan beépülhet a kristályrácsba (1. ábra). A Mo hígulása az intenzív kimosódásra és a talajbani gyors megkötésre utal. A Cd viszonylag jól kimutatható, mennyisége lassan mérséklődik a feltalajban. A talaj oldható Zn-tartalma a maximális terhelés nyomán két nagyságrenddel nőtt meg. Maximális talajbani koncentrációkat itt is az 1992. évben mértük. A tartalom 10-15 év után feleződik a szántott rétegben döntően a megkötődés eredményeképpen. Hasonló extrém Zn-tartalmú talajok, illetve fedőrétegek fordulhatnak elő ipartelepek, gyárudvarok szennyezett területein, valamint az autópályák, forgalmas autóutak mentén. Megemlítjük, hogy a mezőgazdaságilag művelt talajainkon (főként a foszforral jól ellátott meszes területeken) általában ugyanakkor a Zn hiánya jellemző (19. táblázat).

Az As alig 1/4-e, 1/3-a azonosítható az első években oldható frakcióban, 15 év után mintegy 10%-a a megkötődés miatt. A Ba a feltalajban marad, nagyobb hányada már az első éveket követően kevésbé oldható formákká alakulhat. Nem tudjuk, hogy a talajbani oldhatóságot mely tényezők (t° , csapadék, biológiai aktivitás, stb.) és mennyiben befolyásolhatják. Azaz mennyiben módosíthatja az analitikai adatainkat az u.n. „évhatás”.

1. Ábra. A 810 kg/ha (270 mg/kg) Cr és Se terhelések 15 éves hatása a talajszelvény ammóniumacetát+EDTA oldható elemtartalmára 2005-ben, mg/kg



19. táblázat. Az NH₄-acetát+EDTA oldható elemek eloszlása a talajszevényben 15 évvel a kijuttatásuk után a kontroll és a 810 mg/kg-mal kezelt parcellákon. Két ismétlés átlagai, mg/kg, 2005

Mintavételi mélység, cm	Cr kg/ha		Se kg/ha		Mo kg/ha		Cd kg/ha		Zn kg/ha	
	0	810	0	810	0	810	0	810	0	810
0-30	0,1	2,4	0,2	2,1	<0,1	18,8	0,2	118	94	2
30-60	0,2	1,0	0,2	1,9	<0,1	0,9	0,1	2,9	23	1
60-90	0,2	1,2	<0,1	4,9	<0,1	1,1	0,1	0,3	<1	<1
100-130	0,2	1,0	<0,1	8,2	<0,1	1,1	0,1	0,1	<1	<1
130-160	0,2	1,0	<0,1	8,1	<0,1	0,8	0,1	0,1	<1	<1
160-190	0,2	1,1	<0,1	6,6	<0,1	0,3	0,1	0,1	<1	<1
200-230	0,2	1,0	<0,1	5,4	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
230-260	0,2	1,0	<0,1	5,6	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
260-290	0,2	1,2	<0,1	5,8	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
300-330	0,2	1,3	<0,1	5,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
330-360	0,2	1,6	<0,1	5,2	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
360-390	0,2	1,8	<0,1	4,8	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
400-430	0,2	2,5	<0,1	3,3	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
430-460	0,2	3,2	<0,1	2,8	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
460-490	0,2	4,6	<0,1	3,2	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
500-530	0,2	6,8	<0,1	4,0	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
530-560	0,2	6,9	<0,1	3,2	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
560-590	0,2	4,3	<0,1	2,0	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1

Talajvizsgálatok eredményeinek összefoglalása

A kezelések eredményeképpen 1991 őszére a talajok felvehető eredeti mikroelemkészlete drasztikusan megnőtt. A sok száz- ill. sok ezerszeres dúsulás a nyomokban előforduló As, Cd, Cr, Hg, Mo és Se elemeknél kifejezett. Mindez annak ellenére következett be, hogy 2,5 hónappal a talajbakeverés után pl. az As 20–25, a Cr mindössze 10 %-a mutatható ki NH_4 -acetát + EDTA-oldható formában. Az elbomlott cellulóz mennyisége igazolhatóan csökkent az Al-, Cd- és Cr-terheléssel, valamint emelkedett a Hg-, Mo- és Se-kezelt parcellákon. A talajszennyezés nyomán sterilitás nem lépett fel, a növényi maradványok elbomlottak. Az érzékeny N-kötő *Azotobacter chroococcum* teszt arra utalt, hogy e fajok tevékenysége már 0,5–1 ppm Hg- és Cd-, illetve 2–5 ppm Cr-, Cu-, Ni- sóoldat koncentrációknál károsodhat.

Az 1992. évi vizsgálatok is alátámasztották, hogy talaj eredeti NH_4 -acetát + EDTA-oldható mikroelem készlete a terhelés nyomán megváltozott. Sok száz- vagy ezerszeres dúsulás a nyomokban előforduló elemeket érintette (As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se). A kísérlet olyan szennyezett-ségi szituációkat modellez, melyek ipari létesítmények, autópályák és települések szennyezett környezetében találhatók, vagy fordulhatnak elő a jövőben.

A talajba vitt 810 kg/ha, azaz 270 mg/kg króm mennyiségének mindössze 1/3-át tudtuk kimutatni a szántott rétegben $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ feltárással, mint „összes” készletet 1993-ban. Az NH_4 -acetát+EDTA módszerrel meghatározott oldható Cr-tartalom a bevitt Cr 5–10 %-át adta. A 0,01 M CaCl_2 -oldható Cr(VI) frakció gyorsan bemosódott a mélyebb rétegekbe és a 3. év végén a 40–60 cm-es réteg „összes” Cr-készletének 24 %-át adta.

Talajvizsgálatokkal a terhelés csak részben és elemenként eltérő módon jelezhető utólag. A kísérlet 4. évében tehát a $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ feltárásból az alábbi visszamerítettség adódott: 90 % felett kimutatható volt az Pb, Sr, Ba, Ni, Zn; 60–90 % között a Cu, Se, As, Hg; 30–60 % között a Cr, Cd, Mo. Az NH_4 -acetát + EDTA-oldható frakcióból 90 % felett az Pb; 60–90 % között a Sr; 30–60 % között a Cu, Zn Cd, Ni, Se; 10–30 % között az As, Ba, Mo, Hg; 10 % alatt a Cr volt detektálható a szántott rétegben. Az Al-dúsulás egyik módszerrel sem volt igazolható. Külön vizsgálatot igényel a veszteségforrások feltárása (megkötődés, kilúgozás, elillanás, felvétel).

Hét évvel a kijuttatás után a Cr 0,5, Mo 3, Hg 8, Ba 11, Se 13, As 16, Ni 18, Sr 36, Cu 48, Zn 52, Pb 68 és a Cd 70 %-a maradt NH_4 -acetát+EDTA-oldható formában a talaj szántott rétegében. Két fontos talajszennyező (Pb és Cd) esetén a terhelést jól jelezte a talajvizsgálat, azaz a talajok szennyezése utólag becsülhető volt. 2000-ben a szennyeztelen talajon 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt az NH_4 -acetát + EDTA-oldható As-, Cd-, Mo-, Se-, Hg- és Cr-készlet a szántott rétegben. A 10 évvel korábban adott 810 kg/ha (270 mg/kg) kezelésekből a Cd, Cu, Pb 40–46 %-a; a Sr és Zn 31–32 %-a; a Ba, Ni, As 14–19 %-a; a Mo, Se, Hg 2–5 %-a, valamint a Cr 0,6 %-a volt kimutatható e módszerrel. Az NH_4 -acetát + EDTA módszer szerint becsült talajbani oldhatóság és a növényi felvétel között nem volt összefüggés az egyes mikroelemek közötti viszony tekintetében.

Summary of the soil analyses

As the result of the treatments by the fall of 1991 there was a drastic increase in the available microelement content of the soils. This was especially pronounced in the case of the trace elements As, Cd, Cr, Hg, Mo and Se, the concentrations of which increased several hundred or even several thousand times. This was true despite the fact that two and a half months after the pollutants were mixed into the soil only 20–25% of the As and 10% of the Cr could be detected in NH_4 -acetate + EDTA-soluble form. The quantity of decomposed cellulose declined significantly after Al, Cd and Cr loads, but rose in plots treated with Hg, Mo or Se. The soil pollution did not lead to sterility; the plant residues were decomposed. The sensitive N-fixing *Azotobacter chroococcum* test indicated that the activity of this species was negatively affected by salt solution concentrations as low as 0.5–1 ppm Hg and Cd or 2–5 ppm Cr, Cu and Ni.

Analyses in 1992 also supported that the original NH_4 -acetate + EDTA-soluble microelement content of the soil changed as a result of the loads. The concentration of trace elements, such as As, Cd, Cr, Hg, Mo and Se, rose several hundred- or a thousandfold. The experiment models pollution situations already found or expected to occur in the contaminated neighbourhood of industrial facilities, motorways or towns.

By 1993, only a third of the 810 kg/ha, i.e. 270 mg/kg Cr added to the soil could be demonstrated as „total” reserves in the ploughed layer by digestion with cc. HNO_3 +cc. H_2O_2 . The soluble Cr content determined with the NH_4 -acetate+EDTA method gave 5–10% of the added Cr. The Cr(VI) fraction soluble in 0.01 M CaCl_2 was rapidly leached into the deeper layers and by the end of the third year it made up 24% of the „total” Cr reserves in the 40–60 cm layer.

The contamination could only be partially detected by soil analyses, to a different extent for each element. In the 4th year of the experiment, after digestion with cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 over 90% of the Pb, Sr, Ba, Ni and Zn, 60–90% of the Cu, Se, As and Hg, and 30–60% of the Cr, Cd and Mo could be detected in the ploughed layer. The NH_4 -acetate + EDTA-soluble fraction was found to contain over 90% of the Pb, 60–90% of the Sr, 30–60% of the Cu, Zn, Cd, Ni and Se, 10–30% of the As, Ba, Mo and Hg, and less than 10% of the Cr. The accumulation of Al could not be detected with either method.

Of the microelements applied 7 years later 0.5%, 3%, 8%, 11%, 13%, 16%, 18%, 36%, 48%, 52%, 68% and 70% of the Cd, Mo, Hg, Ba, Se, As, Ni, Sr, Cu, Zn, Pb and Cr, resp. could still be detected in NH_4 -acetate + EDTA-soluble form in the ploughed soil layer. In the case of Pb and Cd the contamination was clearly indicated by the soil analysis, i.e. soil pollution could be estimated at a later date.

In 2000 in treatments given 810 kg/ha (270 mg/kg) 10 years previously 40–46% of the Cd, Cu and Pb, 31–32% of the Sr and Zn, 14–19% of the Ba, Ni and As, 2–5% of the Mo, Se and Hg, and 0.6% of the Cr could be detected in NH_4 -acetate + EDTA-soluble form in the ploughed layer. No correlation could be found between the soil solubility estimated with the NH_4 -acetate + EDTA method and plant uptake for the various microelements.

A mikroelem-szennyezők kimosódásának értékelése

Munkánk egyik célja volt nyomon követni a fontosabb mikroelem-szennyezők elmozdulását a talajprofilban és megítélni a talajszennyezés esetleges vízvédelmi vonatkozásait. Ahhoz, hogy természetes viszonyok között szabadföldi adatokat nyerjünk az egyes elemek kimosódásáról, a kilúgzás sebességéről az évek, ill. a csapadék függvényében, hosszú időre van szükség. Hasonló vizsgálatok csak tartamkísérletekben végezhetők. Így pl. a $\text{NO}_3\text{-N}$ és a $\text{SO}_4\text{-S}$ vertikális mozgását először átfogóan egy NPK műtrágyázási tartamkísérlet 12. évében tudtuk felmérni ezen a talajon, amikor a lemosódás elérte a 3–4 m mélységet (Kádár *et al.*, 1987; Németh *et al.*, 1988–1989; Németh, 1995).

Az említett tartamkísérlet 17., illetve 22. évében a nitrát kilúgzása már elérte a 6 m-es mélységet ezen a negatív vízmérleggel rendelkező termőhelyen. A növények által fel nem vett műtrágya-N többleteinek átlagosan 40–50 %-át találtuk a talajprofilban $\text{NO}_3\text{-N}$ formájában. Az elemek talajbani mobilitása és vertikális mozgása függhet az adott elem ionformájától, oxidációs fokától, kémiai természetétől, a talaj tulajdonságaitól, mint a pH, mésztartalom, kötöttség vagy agyagtartalom, humuszállapot, redoxviszonyok, kelátképző tényezők stb. Hasonló vizsgálatokat, tartamkísérleteket tehát eltérő talajokon célszerű beállítani.

Saját vizsgálatainkban azokra a mikroelem-terhelési szabadföldi tartamkísérletekre támaszkodtunk, amelyeket 1991 és 1995 között kezdeményeztünk a Környezetvédelmi Minisztérium támogatásával. Karbonátos vályog csernozjom talajon (Nagyhőrcsök, Mezőföld) 1991 tavaszán, meszes homoktalajon (Órbottyán, Duna–Tisza köze) és savanyú barna erdőtalajon (Tasspuszta, Mátraalja) 1995-ben indultak a kísérletek. A Nagyhőrcsök és Órbottyán termőhely az MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet, míg Tasspuszta a Szent István Egyetem gyöngyösi Főiskolai Karának kísérleti telepe. Jelen közleményünk a Mezőföldön beállított legrégebbi tartamkísérletünk eredményeit mutatja be.

Az anionok többsége jól mozog a talajban, mert a talajkolloidok kevésbé kötik meg a negatív töltésű felületeiken. Konkrétan azok a kolloidok mobilisak, melyekre a nem specifikus anionkötődés jellemző (mint pl. a nitrát, szulfát, klorid). A foszfát és a fémkationok kötődése erősebb specifikus kötési helyeken, nagyobb terhelésnél azonban ezek a helyek telítődhetnek és így megnőhet a mobilisabb frakció. A fémek viselkedése a kationcseréhez lehet hasonló. A különböző fémionok kelátjainak csökkenő stabilitási sorrendje az alábbi: Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Zn, Cd, Fe, Mn, Mg, Ca (Lisk, 1972; Bouwer *et al.*, 1974; Loch, 1983; Filep, 1988; Csathó, 1994a).

Talajmintavétel módszere

Mélységi talajmintavételre 1993-ban, 1996-ban és 2000-ben, a növények betakarítását követően került sor. A parcellánkénti 5–5 fúróllyukat az átló mentén 1–1 m távolságra tettük, a parcella szegélyétől 1–1 m-t elhagyva. A maximális mintavételi mélység 1993-ban 60, 1996-ban 90, 2000-ben 90–290 cm volt. Minden esetben a kontroll- és a maximális adagú (810 kg/ha) kezeléseket mintáztuk. A fúróllyukakból – az 1993. évi mintavételt követően – patronos kiemelés történt 30 cm-

es rétegenként, mely lecsökkentette a felszíni rétegekkel való keveredés által bekövetkező talajszennyezés lehetőségét. A parcellánkénti 5–5 fúróluk anyagát rétegenként egyesítettük analízisre. Az így nyert átlagmintákat 40 °C-on szárítottuk, homogenizáltuk és meghatároztuk az NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalmát *Lakanen és Erviö (1971)* módszerével, esetenként az ún. „összes” elemkészletet is cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárás után 20–24 elemre kiterjedően. A talajkivonatokat elemtartalmát ICP-készüléken mértük.

1993-ban 26 parcellán (13 kezelés \times 2 ismétlés) történt fúrás, a 2 talajréteget figyelembe véve 52 mintát elemeztünk. 1996-ban 24 parcellán (12 kezelés \times 2 ismétlés) fúrtunk 3 rétegben, azaz 72 mintát elemeztünk. Az első mélyfúrások adataiból, valamint a korábbi talajkémiai és növényi felvétel eredményeiből kiindulva határoztuk meg 2000-ben a fúrások mélységét. Ezen a talajon a Mo, Cr, Se elemek mobilizációját, kromát és arzénát formájában mobilisak lehetnek, így a mintavétel tervezésekor 290 cm mélységig hatolva 9 mintavételi réteget jelöltünk ki. A várhatóan kevésbé mobilis 9 elemnél csak a 3 réteget magában foglaló 90 cm mélységet mintáztuk. A 24 parcellából (12 kezelés \times 2 ismétlés) összesen 108 átlagmintát kaptunk. (A részminták száma 540 db volt). Száraz talajfelszín esetén a fúróluk környezetét öntöztük és a rétegek közötti talajszennyezést elkerülendő a legvékonyabb fúrósorozatot használtuk.

Hangsúlyozni kell, hogy a vizsgálatok korlátokkal terheltek, melyek kísérleti technikában, térben és időben egyaránt jelentkeznek:

Bármilyen gondosan történt is a mintavétel, az altalajminták bizonyos mérvű szennyezése nem zárható ki a fúrás során.

A mintavétel 90–290 cm mélységig terjedt, térben korlátozott volt és esetenként a teljes kilúgzási profilt nem tudtuk feltárni.

A 10 év áthághatatlan időbeni korlátot jelent. Domináltak az aszályos évek, a csapadékhiány miatt a talaj gyakran mélyen kiszáradt és a természetű növények aszálykárt szenvedtek.

Nem ismerjük a talaj nedvességállapotának változásait és nem rendelkezünk szabatos vízmérleggel, tényleges vízmozgási adatokkal.

Nem ismerjük a kapilláris úton felfelé irányuló víz- és elemmozgás kilúgzást ellensúlyozó esetleges hatását.

A fentiek alapján nyilvánvaló, hogy eredményeink csupán tájékoztató jellegű információknak tekinthetők. Másrésről – bár a vizsgálatok szórása, hibája szabatosan nem becsülhető –, a trendek alapján az egyes elemek vertikális mozgása elbírálható. Mivel a kilúgzás lassú folyamat, ill. elemenként eltérő sebességgel mehet végbe, a mélyfúrásokat indokolt időnként megismételni. Az ismételt mélyfúrások térben és időben távoluló eredményei alapján ítéleteink egyre megbízhatóbbá válnak. A kilúgzás egyre pontosabban lesz előrejelezhető, modellezhető és a szükséges beavatkozás indokolt talajvédelem esetén pontosabban tervezhető, olcsóbban végezhető.

Mindez költséges eljárás, mert a mintavételek technikai nehézségei nőnek, a minták száma emelkedik, az analízisek száma ugrásszerűen sokszorozódik stb. Ugyanakkor az

ismételt mintavétel és analízis növeli az értékelés megbízhatóságát és tudományos hitelét, erejét. Célszerű a mobilis frakciók mellett az „összes” készlet meghatározása, különösen a kezdeti időszakban, hiszen adataik egyfajta párhuzamosként szolgálnak. Ezek a „beruházások” azonban sok ezerszeresen térülhetnek meg akár 1–1 nagyobb talajvédelmi beavatkozás nyomán és nem amortizálódnak. Hangsúlyozni kell, hogy ezek a vizsgálatok és eredmények az eltérő természeti viszonyok miatt külföldről át nem vehetők és külföldön számunkra el sem végezhetők. Végül soron a hasonló hazai kutatások mennyisége és minősége szabja meg a környezetvédelem, szaktanácsadás és a gazdálkodás hatékonyságát, ezen keresztül az ország jólétét.

Kísérleti eredmények

A 20. táblázatban feltüntettük az első tíz év alatt termesztett növényfajokat, a vetés és a betakarítás időpontját, valamint az április–szeptember hónapok alatt lehullott és az éves csapadék összegeit. A közel fekvő Sárbogárd meteorológiai állomásán mért 50 éves átlag 590 mm-t tett ki. A kísérleti területen a vizsgált 10 évből mindössze 2 évben hullott a sokéves átlagot meghaladó csapadékmennyiség. Ezt megelőzően a talaj felső 1 m-es rétegét a termesztett kultúrák kiszárították, az 1998-ban betakarított napraforgóval bezáróan.

20. táblázat. A kísérleti növények sorrendje és az éves csapadékösszegek 1991 és 2000 között (Nagyhőrcsök)

Kísérleti év (1)	Termesztett növényfaj (2)	(3) Tenyésztési idő (hónap, nap)		(6) Lehullott csapadék, mm	
		(4) Vetés	(5) Betakarítás	(7) Ápr.–Szept.	(8) Éves összeg
1991	a) kukorica	máj. 22.	nov. 25.	308	522
1992	b) sárgarépa	ápr. 8.	nov. 2.	217	471
1993	c) burgonya	ápr. 6.	szept. 6.	205	487
1994	d) borsó	márc. 11.	júl. 18.	242	370
1995	e) cékla	ápr. 25.	szept. 11.	287	483
1996	f) spenót	ápr. 17.	júl. 23.	316	407
1997	g) őszi búza	okt. 15.	júl. 24.	183	319
1998	h) napraforgó	ápr. 23.	szept. 23.	458	682
1999	i) sóska	márc. 30.	júl. 19.	564	830
2000	j) őszi árpa	szept. 30.	jún. 20.	180	384

Megjegyzés: Az 50 éves átlagok csapadékösszege 590 mm, a sárbogárdi állomáson mérve
 Table 20. Experimental crop sequence and annual rainfall sums between 1991 and 2000 (Nagyhőrcsök). (1) Experimental year. (2) Cultivated plant species: a) maize; b) carrots; c) potatoes; d) peas; e) beetroot; f) spinach; g) winter wheat; h) sunflower; i) sorrel; j) winter barley. (3) Vegetation period (month, day). (4) Sowing. (5) Harvest. (6) Rainfall, mm. (7) April–September. (8) Annual total. Note: Annual rainfall sum averaged over 50 years at the Sárbogárd Station was 590 mm.

A napraforgó aratása után 1998 végéig még 200 mm, azt követően 1999-ben összesen 830 mm csapadék hullott. Az 1999-ben vetett sóska rövid 3–5 hónapos tenésztidője során becsléseink szerint 300–400 mm csapadékot hasznosíthatott. A két csapadékos évben (1998 és 1999) tehát elméletileg 400–500 mm többlet akkumulálódott a talajban, mely mélyebb beázást, kilúgást eredményezhetett.

Ismert ugyanakkor, hogy a negatív vízmérleggel rendelkező arid vidékeken is jelentőssé válhat a kilúgzás nagyobb zápor, felhőszakadás után a talajrepedése ken, járatokon keresztül. A víz a mélyebb talajrétegekből eltávozhat (kapilláris vízemelés, vízpára, növényi felvétel útján), míg az odakerült anyagok egy része felhalmozódhat.

A kísérleti terület talajszelvényének főbb vizsgált jellemzőit a 21. táblázatban tekinthetjük át. A vályogtalaj CaCO_3 -tartalma már a szántott rétegben 5 % körüli és az altalajban a löszre jellemző 25–30 %-ot éri el. Ezzel együtt csökken a humusz mennyisége. Szűcs (1965) vizsgálatai szerint a 0,002 mm szemcseméret alatti agyagfrakció mennyisége 20–23 %, a 0,02 mm alatti leiszapolható részé 40 % körüli. A kicserélhető kationok közül a Ca^{2+} az uralkodó az egész szelvényben. A vízdoldható sók mennyisége (1–2 me/100 g) növénytermesztési szempontból jelentéktelen. A sók összetételében a Ca^{2+} és Mg^{2+} kationok, valamint a HCO_3^- és SO_4^{2-} anionok említhetők.

21. táblázat. A kísérleti terület talajának vizsgált jellemzői a szelvényben (Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

(1) Szelvény mélysége, cm	pH		CaCO_3 %	(2) Arany-féle kötöttség, K_A	(3) hy	Humusz %
	H_2O	KCl				
0–30	8,0	7,8	5	40	2,8	3,1
30–60	8,5	8,2	20	44	2,6	2,7
60–90	8,6	8,4	27	44	1,9	1,8
100–130	8,6	8,4	30	42	1,5	1,2
130–160	8,6	8,4	31	42	1,4	0,9
160–190	8,6	8,4	31	35	1,1	0,5

Table 21. Parameters measured in the soil profile of the experimental area (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1) Profile depth, cm. (2) Upper limit of plasticity according to Arany, K_A . (3) Hydrosopic moisture content, hy.

Ami a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárással nyert „összes” elemkészletet illeti megállapítható, hogy a Ca, K, Fe, Al, Mg, P elemek %-os mennyiségben fordulnak elő a feltalajban. A mélységgel nő a Ca- és Mg-, valamint mérséklődik a K-, Fe-, Al- és P-tartalom. A talajképző lösz szegényebb Mn, S, Ba és Zn elemekben, dúsul viszont stronciumban, amely a kalcium kísérő eleme. A ritkán vizsgált és kisebb mennyiségben előforduló mikroelemek az alábbi képet mutatják a talajszelvényben: a mélységgel növekvő az As- és Se-, egyenetlen a Cu- eloszlás, míg a Ni, Cr, Pb, Co és B elemek a szántott rétegben dúsulnak. A Cd-, Hg- és Mo-koncentráció 0,1 mg/kg, méréshatár alatt maradt (22. táblázat).

Ismert, hogy karbonátos közegben a Ni, Cu, Pb, Cr és Co elemek nem mobilisak, megkötődhetnek. Az altalaj eredendően kevesebb kísérő elemet tartalmaz, hiszen 1/3-át a CaCO_3 teszi ki. A felszíni dúsuláshoz a növényi akkumuláció és az újkori antropogén szennyezés egyaránt hozzájárulhat. Az As és Se elemek ezen a meszes, jól szellőző talajon arzenát- és szelenátanion formájában viszont kevésbé kötődik meg, lassú kilúgzást jelez. A bór vízdoldható Ca-borátként, valamint a humuszanyagokhoz kötve feldúsul a

feltalajban. Korábbi elemzések szerint ásványi talajokban a bór 3–10, a réz 4–38 mg/kg mennyiségben fordul elő a szántott rétegben (Győri, 1984).

22. táblázat. A cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ kioldással nyert „összes” elemkészlet a talajszelvényben (Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

(1) „Összes” elemkészlet	(2) Mintavétel mélysége, cm								
	0–30	30–60	60–90	100–130	130–160	160–190	200–230	230–260	260–290
Ca, %	2	7	9	10	10	10	10	10	10
K, %	1,7	1,6	1,4	1,0	0,8	0,7	0,9	0,9	1,0
Fe, %	1,5	1,1	1,0	0,9	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9
Al, %	1,1	0,9	0,8	0,8	0,6	0,6	0,7	0,7	0,8
Mg, %	0,9	1,2	1,4	1,5	2,0	2,1	2,3	2,6	2,5
P, %	1,2	0,8	0,7	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Mn, mg/kg	626	433	334	302	302	326	329	326	326
S, mg/kg	319	290	290	213	218	168	132	95	94
Na, mg/kg	66	66	129	165	143	147	137	131	128
Ba, mg/kg	73	54	44	42	41	40	34	33	34
Sr, mg/kg	64	50	71	105	142	174	159	163	162
Zn, mg/kg	38	34	27	23	27	28	26	27	27
Ni, mg/kg	25	21	19	17	16	17	16	15	16
Cu, mg/kg	16	11	10	18	12	13	13	12	15
Cr, mg/kg	16	11	10	8	10	10	8	8	9
Pb, mg/kg	12	7	6	5	6	8	6	5	6
Co, mg/kg	7	5	5	4	5	5	4	4	4
As, mg/kg	2	3	2	2	2	3	3	3	3
Se, mg/kg	2	2	2	2	2	3	3	3	3
B, mg/kg	3,4	1,5	1,0	0,5	0,6	0,3	0,4	0,5	0,5

Megjegyzés: A Cd-, Hg- és Mo-tartalom < 0,1 mg/kg

Table 22. „Total” element content in the soil profile, extracted with cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1) „Total” element content. (2) Sampling depth, cm.

Note: The Cd, Hg and Mo contents were < 0.1 mg/kg.

Az NH₄-acetát + EDTA-oldható elemtartalmat vizsgálva ugyanezen talajszelvényekben (23. táblázat) megállapítható, hogy az oldható, mobilisabb kalcium hasonló mértékben nő az altalajban, mint az „összes” Ca, míg a mozgékonyabb magnézium azt meghaladóan már 5–6-szoros akkumulációt jelez a szántott réteghez viszonyítva. Az oldható K-készlet 1/4-ére, a P-készlet pedig közel két nagyságrenddel csökken a mélységgel. A kálium és főként a foszfor oldható formában a szántott rétegben halmozódik fel, ellentétben az előbb tárgyalt Ca és Mg elemekkel. Az „összes” és az „oldható” frakciók tehát a szelvényben eltérő eloszlást mutatnak. Míg pl. az „összes” Fe-készlet csökken, az „oldható” Fe-koncentrációk 3–3,5-szeresére emelkednek a mélyebb rétegekben. Hasonlóképpen viselkedik a kén, melynek „összes”

tartalma 1/3-ára mérséklődik, míg az „oldható” készlete megkétszereződik a talajképző kőzetben a szántott réteghez viszonyítva.

23. táblázat. Az NH₄-acetát + EDTA-oldható egyéb tápelemek átlagos megoszlása a talajszelvényben (Karbonátos csernozjom talaj, Nagyhörcsök)

(1) „Összes” elemkészlet	(2) Mintavétel mélysége, cm								
	0–30	30–60	60–90	100–130	130–160	160–190	200–230	230–260	260–290
Ca, %	1,3	5,1	7,8	7,7	7,7	7,3	6,7	6,3	6,6
Mg, %	0,04	0,06	0,08	0,12	0,16	0,20	0,23	0,22	0,23
K, mg/kg	193	91	44	37	37	39	44	52	46
P, mg/kg	84	7	4	2	1	1	1	1	1
Mn, mg/kg	385	96	57	83	114	130	151	160	168
Fe, mg/kg	70	73	80	115	161	199	231	244	252
Al, mg/kg	72	40	28	26	26	24	20	21	19
S, mg/kg	20	22	30	40	40	42	39	39	40
Na, mg/kg	9	13	15	22	25	30	29	32	30
B, mg/kg	2,1	1,3	0,6	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
Co, mg/kg	2,1	0,3	0,2	0,3	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Table 23. Mean distribution of the NH₄-acetate + EDTA-soluble elements in the soil profile (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1)–(2): see Table 18.

A kontroll és az 1991 tavaszán adott 810 kg/ha (270 mg/kg feltalaj) terhelés 3., 6. és 10. éves hatását a talajszelvények NH₄-acetát + EDTA-oldható elemtartalmára a 24. táblázat foglalja össze. A levonható főbb tanulságokat megkíséreljük elemenként összefoglalni.

A *Zn-koncentráció* a kontrolltalajon a mélységgel feleződik. A terhelést követően ez az elem a bevitel helyén, a felső 0–30 cm-es rétegben maradt a kísérlet első 6 évében. A 10. év végére a 30–60 cm-es altalaj is gazdagodott. Az oldható Zn-készlet a 10. év végén a bevitt mennyiség mintegy 40 %-át teheti ki. Ez azonban nem jelent vízdoldható frakciót és alapvetően nincs alávetve a gyors kilúgzásnak. A Zn-terhelés ezen a termőhelyen nem jelent különösebb veszélyt sem a talajra és a talajvízre, sem a termesztett növényekre.

A *Cu-elmozdulás* a mélyebb rétegek felé lényegében nem igazolható, a 30–60 cm-es réteg mobilis Cu-tartalma már a normális, nem szennyezett kontroll- talajéhoz hasonlítható. Az oldható Cu-készlet 10 év után a bevitt terhelés 37 %-ára tehető. Irodalmi adatokkal egyezően a réz a feltalajban megkötődött és a növényi felvételt is csak mérsékelten növelte, természsökkenést vagy minőségromlást sem okozott ezen a talajon. Hasonló körülmények között tehát ilyen mérvű Cu-terhelés a talaj termékenységére vagy a talajvízre érdemi veszélyt nem jelent. A kontrolltalajon mért Cu-koncentráció 1/4-ére csökken a mélységgel, eltérően a korábban bemutatott „összes” készlethez képest.

24. táblázat. A kontroll és az 1991 tavaszán adott 810 kg/ha (270 mg/kg) terhelés 3., 6. és 10. éves hatása a talajszelvény NH₄-acetát + EDTA-oldható elemtartalmára

(1) Mintavétel mélysége, cm	Zn, mg/kg				Cu, mg/kg			
	Ø	1993	1996	2000	Ø	1993	1996	2000
0–30	1,3	213,0	96,0	93,5	3,4	270,5	108,1	98,2
30–60	0,4	4,5	1,8	23,1	1,6	6,9	2,9	2,4
60–90	0,6	x	0,9	0,6	1,1	x	1,2	1,4
100–130	0,3	x	x	x	0,8	x	x	x
130–160	0,4	x	x	x	0,9	x	x	x
160–190	0,5	x	x	x	0,9	x	x	x
200–230	0,7	x	x	x	0,9	x	x	x
230–260	0,6	x	x	x	0,8	x	x	x
260–290	0,6	x	x	x	0,8	x	x	x
(1) Mintavétel mélysége, cm	Ni, mg/kg				Pb, mg/kg			
	Ø	1993	1996	2000	Ø	1993	1996	2000
0–30	3,7	223,5	45,6	52,7	3,9	280,5	121,0	112,0
30–60	1,1	4,4	0,8	0,9	1,6	23,2	2,5	2,1
60–90	0,5	x	0,5	0,6	1,5	x	1,6	1,8
100–130	0,5	x	x	x	1,6	x	x	x
130–160	0,6	x	x	x	1,8	x	x	x
160–190	0,6	x	x	x	2,0	x	x	x
200–230	0,7	x	x	x	2,0	x	x	x
230–260	0,7	x	x	x	1,9	x	x	x
260–290	0,8	x	x	x	1,9	x	x	x
(1) Mintavétel mélysége, cm	Ba, mg/kg				Sr, mg/kg			
	Ø	1993	1996	2000	Ø	1993	1996	2000
0–30	17	285	60	61	36	257	142	131
30–60	22	44	22	24	42	51	36	54
60–90	21	x	20	20	55	x	48	62
100–130	21	x	x	x	85	x	x	x
130–160	21	x	x	x	113	x	x	x
160–190	21	x	x	x	128	x	x	x
200–230	20	x	x	x	137	x	x	x
230–260	18	x	x	x	126	x	x	x
260–290	17	x	x	x	125	x	x	x
(1) Mintavétel mélysége, cm	Mo, mg/kg				Cr, mg/kg			
	Ø	1993	1996	2000	Ø	1993	1996	2000
0–30	< 0,1	43,3	13,6	11,3	0,1	7,2	2,4	1,8
30–60	< 0,1	2,0	1,9	1,0	0,2	14,3	1,4	1,0
60–90	< 0,1	x	1,3	1,3	0,2	x	2,0	1,0
100–130	< 0,1	x	x	1,2	0,3	x	x	1,0
130–160	< 0,1	x	x	0,5	0,3	x	x	1,1
160–190	< 0,1	x	x	0,1	0,2	x	x	1,2
200–230	< 0,1	x	x	< 0,1	0,2	x	x	1,5
230–260	< 0,1	x	x	< 0,1	0,2	x	x	1,5
260–290	< 0,1	x	x	< 0,1	0,2	x	x	1,8

24. táblázat folytatása

(1) Mintavétel mélysége, cm	Se, mg/kg				As, mg/kg			
	Ø	1993	1996	2000	Ø	1993	1996	2000
0–30	0,3	81,0	45,5	17,2	< 0,1	92,6	44,6	34,4
30–60	0,2	1,1	6,2	13,4	< 0,1	< 0,1	2,5	0,4
60–90	0,1	x	1,0	12,5	< 0,1	x	< 0,1	< 0,1
100–130	0,1	x	x	8,7	< 0,1	x	x	x
130–160	0,1	x	x	4,2	< 0,1	x	x	x
160–190	0,1	x	x	4,0	< 0,1	x	x	x
200–230	< 0,1	x	x	4,0	< 0,1	x	x	x
230–260	< 0,1	x	x	3,9	< 0,1	x	x	x
260–290	< 0,1	x	x	4,0	< 0,1	x	x	x
(1) Mintavétel mélysége, cm	Hg, mg/kg				Cd, mg/kg			
	Ø	1993	1996	2000	Ø	1993	1996	2000
0–30	< 0,1	60,9	12,8	10,0	0,2	227,5	141,0	118,0
30–60	< 0,1	0,4	2,0	0,1	0,1	6,6	0,3	2,9
60–90	< 0,1	x	0,1	< 0,1	0,1	x	0,1	0,3
100–130	< 0,1	x	x	x	0,1	x	x	x
130–160	< 0,1	x	x	x	0,1	x	x	x
160–190	< 0,1	x	x	x	0,1	x	x	x
200–230	< 0,1	x	x	x	0,1	x	x	x
230–260	< 0,1	x	x	x	0,1	x	x	x
260–290	< 0,1	x	x	x	0,3	x	x	x

Megjegyzés: 1993-ban 0–20 és 40–60 cm-es rétegek adatai. x: Mintavétel nem történt

Table 24. Effect of the control and of 810 kg/ha (270 mg/kg) load in spring 1991 after 3, 6 and 10 years on the NH_4 -acetate + EDTA-soluble element content of the soil profile (Calcareous chernozem soil, Nagyhorcsók). (1) Sampling depth, cm. Note: Data of the 0–20 and 40–60 cm layers in 1993; x: No samples were taken.

A Ni-kimosódás hasonló terhelésnél és talajon szintén kizárható. Már a 30 cm alatti réteg Ni-tartalmában sem találunk dúsulást. Az adott terhelés 17–20 %-a mutatható ki „oldható” formában a kísérlet 6. és 10. évében. A nikkal nem tekinthető veszélyes szennyezőnek ezen a termőhelyen. Nem csökkentette a termést vagy a termesztett növények minőségét, alig befolyásolta a növényi felvételt, nem szennyezte a talajvizet. Hasonló mondható el az ólom (Pb) tekintetében azzal a különbséggel, hogy a terhelés mintegy 40 %-a volt kimutatható oldható formában. A kontrollparcellákon mindkét elem oldható készlete felére mérséklődött, kevésbé oldható formákká alakult a talajban.

A Ba-koncentráció az egész talajszelvényben viszonylag egyenletes eloszlást mutat az „összes” készlettől eltérően, mely felére csökkent a mélységgel. Érdemi akkumulációt az altalaj nem jelzett. Az oldható Sr-tartalom az „összes” tartalomhoz hasonlóan növekvő a löszös rétegben. Érdemi kilúgzás itt sem bizonyítható, ill. kilúgzással feltehetően csak geológiai/talajképződési értelemben kell számolnunk, mint a többi két vegyértékű alkáliföldfém (Ca, Mg) esetén. Nem veszélyes szennyezők sem a talajra, talajvízre vagy növényre.

A *Mo* oldható koncentrációja a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt az *As*, *Hg* és részben a *Se* elemekkel együtt a szennyezetlen talajszelvényben. A szennyezett parcellákon a *Mo*-bemosódás a kísérlet 3. éve után megfigyelhető volt a 30–60, a 6. év után a 60–90, a 10. év után pedig a 160–190 cm-es rétegben. A mobilis frakció döntő hányada azonban a szántott rétegben maradt. A molibdenát formában adott *Mo* tehát 15–20 cm/év sebességgel haladt a talajvíz felé, erősen felhígulva. A *Mo* extrém módon, 2–3 nagyságrendben dúsult a növényi részekben. A növények nem károsodtak, a termések nem csökkentek, a képződött termés azonban állati vagy emberi fogyasztásra alkalmatlanná vált. Hasonló viszonyok között a talajra, növényre és talajvízre egyaránt veszélyes szennyezőnek minősülhet.

A *Cr(VI)* a nitráthoz hasonlóan gyorsan mozoghat lefelé. Már a kísérlet 3. éve után az oldható *Cr*-készlet nagyobb része az altalajba vándorolt. A 6. év után mindhárom vizsgált talajréteg szennyeződött és a 90 cm mélységig terjedő mintavétellel nem tudtuk a lemosódás teljes mélységét nyomon követni. A 10. évet követő mintavétel adatai arra utalnak, hogy nemcsak a gyökérjárta felső 1–1,5 m-es réteg szennyeződött. A kilúgzás érintheti a 3 m alatti réteget is. A jövőben mélyítő fúrásokkal kell ellenőrizni a kimosódás határait. Amennyiben a króm vertikális mozgása a nitrátét követi, a bemosódás elérheti a 4 m-es mélységet. Korábbi vizsgálataink szerint a *Cr*-formák aránya a mélységgel változik. A 3. év végén a 0–20 cm-es rétegben az „összes” *Cr* 6 %-át találtuk NH_4 -acetát + EDTA-, 1 %-át 0,01 *M* CaCl_2 -oldható formában. A 20–40 cm-es rétegben ez az arány 14, ill. 5 %-ra nőtt, míg a 40–60 cm-es rétegben az „összes” *Cr* döntően már 0,01 *M* CaCl_2 -oldható formát jelentett.

A szelén (*Se*) hasonló karbonátos talajon mobilis *Ca*-szelenát formában maradt, kevésbé kötődött meg. Hiperakkumuláció jellemezte a növényi felvételt, az egyes növényi szervekben (magtermésben is) sok ezerszeres dúsulás lépett fel termésnövekedéssel együtt az első évtizedben. Kiemelten veszélyes szennyezőnek minősülhet, növényben, növényevő állatban, emberben mérgező mennyiségben felhalmozódhat. Toxikus formában való vertikális mozgása miatt a talajvizet is veszélyezteti. A kísérlet 4. évében termett borsónál az extrémebb *Se*- és részben az *As*-kezelésben gyakorlatilag megszűnt a gyökereken a gümőképződés, a légköri N-kötés. Károsodott az endomikorrhiza szimbiózis, a gyökerek egy részén hifákat egyáltalán nem találtunk.

A higanyhoz hasonlóan az arzén sem volt mobilis a talaj–növény rendszerben. Nem bizonyítható egyértelműen az altalaj szennyeződése, az adott *As* 13 %-át, a *Hg* mintegy 4 %-át találjuk NH_4 -acetát + EDTA-oldható formában a bevitel helyén, a 0–30 cm-es rétegben. A maximális *As*-terhelés viszont gyakran okozott termésnövekedést és gátolta a mikrobiális talajéletet (borsó gümőképződése, mikorrhizáltság). Arzén és higany a föld feletti növényi részekben szinte alig volt kimutatható, érdemi akkumulációt csak a gyökérben mutatott. Úgy tűnik, kísérleti körülményeink között ez a két elem mérsékelten veszélyes szennyezőnek minősülhet. Átmenetileg termésnövekedést okozhatnak, de a termés, a tápláléklánc kevésbé szennyeződik. A talajvíz szennyeződése kizárható.

A Cd mintegy 45 %-a NH_4 -acetát + EDTA-oldható formában maradt 10 év után is a gyökérjárta feltalajban. Mozgása kétségtelenül korlátozott, az altalaj nem vagy alig szennyeződött egy évtized múlva. A talajéletre gyakorolt negatív hatása nagyobb terhelésnél szintén igazolható volt. A növények föld feletti részében általában kevésbé dúsult, de még így is gyakran fogyasztásra alkalmatlan termést eredményezett a vegetatív növényi részekben, sőt az olajnövények magtermését tekintve is. Veszélyességét a humántoxikológiai megfontolás hangsúlyozza, felezési ideje, ill. akkumulációja az emberi szervezetben lassú. A növényfajok egy része mérsékelt terméseszköken is reagált a Cd-terhelésre.

Összefoglalás

Az MTA ATK Talajtani és Agrokémiail Intézet Nagyhőrcsöki Kísérleti Telepén lőszön képződött vályog mechanikai összetételű karbonátos csernozjom talajon 1991 tavaszán beállított szabadföldi kisparcellás mikroelem-terhelési kísérlet kontroll- és a 810 kg ha terhelésű parcellák talaját a kísérlet 3., 6. és 10. évében mintáztuk meg 30 cm-es rétegenként 60, 90 és 290 cm-es mélységig, 5–5 fúróluk anyagából képezve átlagmintákat. A mintákban meghatároztuk az NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalmakat, valamint esetenként a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 kioldással becsült „összes” elemkészleteket is. Főbb eredményeink az alábbiakban foglalhatók össze:

- A cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárással becsült „összes” Ca-, Mg-, Sr-, As- és Sémennyiség nőtt a mintavétel mélységével, míg a K, Al, Fe, Mn, P, S, Ba, Zn, Cr, Pb, Co és B elemek koncentrációja csökkent. A Hg-, Cd-, ill. Mo-tartalom a 0,1 mg/kg mérésár alatt maradt.
- Az NH_4 -acetát + EDTA kioldással kapott elemkészlet eltérő szelvénybeni eloszlást mutatott az „összes” mennyiséghez viszonyítva. Változott az akkumuláció dinamikája, lefutása, esetenként az iránya is. Így pl. az oldható Fe- és S-készlet a mélységgel nem csökkent, hanem nőtt.
- A mikroelemekkel terhelt talajon érdemi vertikális elmozdulást nem mutattak az As, Hg, Cu, Ni, Pb, Ba és Sr elemek. A 30 cm alatti réteg nem szennyeződött a kísérlet 10. éve után. Ezen elemek mozgása gátolt a talaj–növény rendszerben, akkumulációjuk a föld feletti növényi szervekben általában 5–10 mg/kg szárazanyag koncentráció alatt maradt. Ennél nagyobb dúsulást a Ba és Sr elemek jeleztek. Összességében ez a hét elem nem minősül veszélyes szennyezőnek e termőhelyen a talajra, növényre vagy a talajvízre. Fitotoxicitást az extrémabb As-terhelés indukált egyes növényfajoknál.
- Adataink szerint mérsékelt kilúgzás állhat fenn a cink és kadmium esetén, amennyiben szennyezett talajon a 30–60 cm-es rétegben a kontrollhoz viszonyítva már nagyságrendi dúsulás figyelhető meg. Akkumulációjuk a növény föld feletti szerveiben mérsékelt volt, de a kadmium esetében ez fogyasztásra alkalmatlan termést eredményezett. A cink e termőhelyen nem minősül veszélyes szennyezőnek a talajra, növényre vagy a talajvízre. A kadmium erősen veszélyes tényező humántoxikológiai szempontból és az extrémabb Cd-szennyezés fitotoxikusnak is bizonyult.
- A Cr, Se és Mo (kromát, szelenát, molibdenát anionformák) rendkívüli mobilitást mutattak a karbonátos talajban és részben a talaj–növény rendszerben. A 10. év végén a Mo-lemosódás elérte a 160 cm-t, míg a Cr lemosódása meghaladta

a 290 cm-t, a mintavétel maximális mélységét. A króm a föld feletti növényi szervekben alig kimutathatóan dúsult, gyors kimosódásával főként a talajvizeket veszélyeztetheti. A szelén hiperakkumulációt jelzett a föld feletti részekben sok ezerszeres dúsulással és kifejezett fitotoxicitással. A molibdén szintén 2–3-nagyságrendi akkumulációval tűnt ki, mérgező termést eredményezve. Kísérleti körülményeink között mindhárom elem veszélyes szennyezőnek minősül, a jól szellőzőtt karbonátos talajban az anionformák mobilisak maradnak.

– Az egyes elemek e módszerrel kapott talajbani oldhatósága és a növényi felvétele között nem volt kimutatható összefüggés, ezért a talajvizsgálati eredményeket növénykísérletekben elemenként szükséges kalibrálni.

Leaching of Microelement Pollutants (Summary)

The experiment was set up in spring 1991 on a calcareous chernozem soil with loam texture, formed on loess, at the Nagyhörcsök Experimental Station of the Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences CAR. The ploughed layer of soil contained around 5% CaCO_3 and 3% humus, and was satisfactorily supplied with Ca, Mg, Mn and Cu, moderately well with N and K, and poorly supplied with P and Zn. The groundwater depth was 15 m; the area had a negative water balance and a tendency to drought. Salts of the 13 microelements investigated were added at 4 rates in spring 1991, prior to maize sowing.

The $13 \times 4 = 52$ treatments were set up in two replications, giving a total of 104 plots in a split-plot design. The loads were 0, 90, 270 and 810 kg/ha of each element, in the form of AlCl_3 , NaAsO_2 , BaCl_2 , CdSO_4 , K_2CrO_4 , CuSO_4 , HgCl_2 , $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$, NiSO_4 , $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, Na_2SeO_3 , SrSO_4 and ZnSO_4 . Samples were taken from the soil of the control and 810 kg/ha plots in the 3rd, 6th and 10th years of the experiment every 30 cm to a depth of 60, 90 and 290 cm, respectively, forming mean samples from the material from 5 drillings in each case. The NH_4 -acetate + EDTA-soluble element contents in the samples were analysed using the method of *Lakanen and Erviö (1971)*, and in some cases the „total” element contents were estimated by dissolution in cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 . The main results can be summarized as follows:

- The „total” Ca, Mg, Sr, As and Se quantities estimated by digestion with cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 increased with the depth of sampling, while the concentrations of K, Al, Fe, Mn, P, S, Ba, Zn, Cr, Pb, Co and B decreased. The Hg, Cd and Mo contents were below the 0.1 mg/kg detection level.
- The element contents determined by dissolution in NH_4 -acetate + EDTA exhibited a different distribution in the profile to that observed for the „total” quantities. There was a change in the dynamics and course of accumulation, and in some cases its direction. The soluble Fe and S reserves, for example, increased with depth instead of declining.
- Little vertical movement was observed for As, Hg, Cu, Ni, Pb, Ba and Sr in soil contaminated with microelements. There was no pollution below a depth of 30 cm even after 10 years. The movement of these elements is inhibited in the soil–plant system and their accumulation in the aboveground plant organs is generally below 5–10 mg/kg dry matter. Somewhat greater accumulation was observed for Ba and

Sr. All in all, these 7 elements cannot be regarded as dangerous pollutants at the given location, as regards either the soil, the crops or the groundwater. Extreme As loads induced phytotoxicity in some plant species.

– The data indicated that a moderate extent of leaching could be expected in the case of zinc and cadmium, since their concentrations were an order of magnitude greater in the 30–60 cm soil layer in treated soil than in the control. Their accumulation in aboveground plant organs was moderate, but in the case of cadmium this resulted in a yield unfit for consumption. At this location zinc is not classed as a dangerous pollutant for either the soil, the crops or the groundwater. Cadmium is an extremely dangerous factor from the point of view of human toxicology, and more extreme Cd load also proved to be phytotoxic.

– Cr, Se and Mo (or rather the anions chromate, selenate and molybdenate) exhibited great mobility in the calcareous soil and to a certain extent in the soil–plant system. At the end of the 10th year Mo leaching had reached a depth of 160 cm, while that of Cr was still detectable at 290 cm, the maximum sampling depth. Chromium was hardly detectable in the aboveground plant parts; the rapid leaching was principally a danger to the groundwater. Selenium exhibited hyperaccumulation in the aboveground organs, with concentrations several thousand times greater than the control, and caused pronounced phytotoxicity. The molybdenum concentrations were also 2–3 orders of magnitude greater, making the crops poisonous. Under the given experimental conditions, all three elements were classified as dangerous pollutants, since the anion forms remained mobile in the well-ventilated calcareous soil.

– The values obtained with this method for the solubility of the individual elements in the soil showed no perceptible correlation with plant uptake, so the results of soil analysis must be calibrated in plant experiments for each element.

További áttekintő táblázatok a talajvizsgálati eredményekről

25. táblázat. Mikroelem-terhelés hatása a 0-30 cm szántott talajréteg NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalmára, mg/kg

Mintavétel ideje Év, hónap	Terhelés, kg/ha 1991 tavaszán				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
As						
1991.07.	<0,1	7	18	66	14	23
1991.08.	<0,1	7	15	32	13	14
1992.11.	<0,1	6	31	93	17	33
1994.04.	<0,1	4	21	80	9	26
1997.07.	<0,1	3	11	42	6	14
2000.09.	<0,1	3	12	37	5	13
2004.10.	<0,1	3	8	29	3	10
2008.08.	<0,1	2	6	24	3	8
Ba						
1991.07.	20	29	41	100	16	47
1991.08.	19	28	42	84	16	43
1992.11.	33	47	81	185	37	86
1994.04.	18	27	40	67	16	38
1997.07.	25	25	38	56	14	36
2000.09.	16	26	42	68	9	38
2004.10.	18	27	41	72	8	39
2008.08.	20	24	40	69	6	38
Cd						
1991.07.	<0,1	30	86	228	40	86
1991.08.	<0,1	27	96	270	62	98
1992.11.	<0,1	18	62	228	24	80
1994.04.	<0,1	14	44	164	13	56
1997.07.	<0,1	27	85	190	15	76
2000.09.	<0,1	14	44	124	8	46
2004.10.	<0,1	9	26	67	7	26
2008.08.	<0,1	16	42	113	13	43
Cr						
1991.07.	<0,1	1,7	6,5	30,4	4,1	9,6
1991.08.	<0,1	1,0	3,0	9,4	2,2	3,4
1992.11.	<0,1	1,7	4,6	9,7	2,4	4,0
1994.04.	<0,1	1,2	2,2	3,2	1,2	1,6
1997.07.	<0,1	0,4	0,8	1,4	0,6	0,8
2000.09.	<0,1	0,4	0,9	1,6	0,6	0,7
2004.10.	<0,1	0,4	0,8	1,7	0,7	0,7
2008.08.	<0,1	0,4	0,8	1,5	0,4	0,7

26. táblázat. Mikroelem-terhelés hatása a 0-30 cm szántott talajréteg NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalmára, mg/kg

accutax-EDTA oldható cinktartalmát, mg/kg						
Mintavétel ideje	Terhelés, kg/ha 1991 tavaszán				SzD _{5%}	Átlag
Év, hónap	0	90	270	810		
Cu						
1991.07.	7	24	49	110	27	48
1991.08.	9	29	47	200	20	71
1992.11.	4	34	94	270	22	100
1994.04.	4	23	65	192	12	71
1997.07.	3	19	54	133	12	52
2000.09.	4	20	44	128	11	49
2004.10.	4	15	43	93	10	39
2008.08.	4	17	43	105	10	42
Hg						
1991.07.	<0,1	4,0	49,0	189,0	43,0	61,0
1991.08.	<0,1	6,0	9,0	51,0	13,0	17,0
1992.11.	<0,1	1,0	13,0	61,0	4,0	19,0
1994.04.	<0,1	2,0	12,0	41,0	2,0	14,0
1997.07.	<0,1	0,8	3,0	23,0	4,0	7,0
2000.09.	<0,1	0,1	0,7	5,0	0,8	1,5
2004.10.	<0,1	0,2	1,3	4,5	0,8	1,5
2008.08.	<0,1	<0,1	0,2	0,8	0,2	0,2
Mo						
1991.07.	<0,1	21	27	104	14	38
1991.08.	<0,1	20	24	63	11	27
1992.11.	<0,1	12	22	43	16	20
1994.04.	<0,1	3	7	25	4	9
1997.07.	<0,1	2	5	8	2	4
2000.09.	<0,1	4	9	14	4	7
2004.10.	<0,1	5	8	16	4	7
2008.08.	<0,1	5	10	30	4	11
Ni						
1991.07.	3	15	40	174	22	58
1991.08.	3	14	36	156	15	52
1992.11.	5	33	65	224	16	82
1994.04.	4	22	48	86	9	40
1997.07.	3	17	27	52	8	25
2000.09.	4	14	30	50	6	24
2004.10.	5	12	27	40	6	21
2008.08.	4	17	36	55	6	28

27. táblázat. Mikroelem-terhelés hatása a 0-30 cm szántott talajréteg NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalmára, mg/kg

accat EDPA oldható elemek tartalma, mg/kg

Mintavétel ideje Év, hónap	Terhelés, kg/ha 1991 tavaszán				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
Pb						
1991.07.	5	29	56	158	32	62
1991.08.	4	10	69	236	46	80
1992.11.	8	65	131	280	23	121
1994.04.	5	29	101	260	19	99
1997.07.	4	33	101	188	18	82
2000.09.	4	28	60	114	18	52
2004.10.	5	21	58	72	12	39
2008.08.	4	25	56	99	9	46
Se						
1991.07.	<0,1	7,0	23	123	23,0	38
1991.08.	<0,1	6,0	34	84	17,0	31
1992.11.	<0,1	7,0	66	81	13,0	39
1994.04.	<0,1	8,0	33	89	11,0	32
1997.07.	<0,1	2,0	9,0	36	6,0	12
2000.09.	<0,1	2,0	4,0	11	2,0	4
2004.10.	<0,1	0,7	1,2	2,1	0,5	1
2008.08.	<0,1	0,5	1,0	1,9	0,5	0,8
Sr						
1991.07.	31	49	67	146	16	73
1991.08.	30	38	54	84	14	52
1992.11.	39	52	116	257	24	116
1994.04.	40	57	99	314	32	118
1997.07.	34	50	63	132	14	70
2000.09.	35	52	79	122	14	72
2004.10.	28	42	61	94	12	56
2008.08.	34	44	63	110	12	63
Zn						
1991.07.	2	13	55	153	18	56
1991.08.	1	22	66	120	19	52
1992.11.	2	29	68	213	24	78
1994.04.	1	19	44	147	11	53
1997.07.	3	22	53	143	13	55
2000.09.	2	16	37	85	9	35
2004.10.	2	14	28	65	8	27
2008.08.	2	6	29	59	6	24

Table 27. Effect of microelement load on the NH₄-acetate+EDTA digestable „soluble” element content of the 0-30 cm plowlayer, mg/kg

28. táblázat. Elemek eloszlása a kontroll parcella talajszelvényében
(cc.HNO₃+cc.H₂O₂-oldható „összes” tartalom)

Mélység, cm	Ca	K	Fe	Al	P	Mg
%						
0 - 30	2,3	1,7	1,5	1,1	1,2	0,9
30 - 60	7,2	1,6	1,1	0,9	0,8	1,2
60 - 90	9,1	1,4	1,0	0,8	0,7	1,4
100 - 130	10,4	1,0	0,9	0,8	0,5	1,5
130 - 160	10,4	0,8	1,0	0,6	0,5	2,0
160 - 190	10,0	0,7	1,0	0,6	0,5	2,1
200 - 230	9,5	0,9	0,9	0,7	0,5	2,3
230 - 260	10,3	0,9	0,9	0,7	0,5	2,6
260 - 290	9,6	1,0	0,9	0,8	0,5	2,5
Mélység, cm	Mn	S	Na	Ba	Sr	Zn
mg/kg						
0 - 30	626	319	66	73	64	38
30 - 60	433	290	66	54	50	34
60 - 90	334	290	129	44	71	27
100 - 130	302	213	165	42	105	23
130 - 160	302	218	143	41	142	27
160 - 190	326	168	137	40	174	28
200 - 230	326	132	137	34	159	26
230 - 260	329	95	131	33	163	27
260 - 290	326	94	128	34	162	27

Table 28. Distribution of elements in control soil profile (cc.HNO₃+cc.H₂O₂ soluble „total” content)

**29. táblázat. Elemek eloszlása a kontroll parcella talajszelvényében
(cc.HNO₃+cc.H₂O₂-oldható „összes” tartalom)**

Mélység, cm	Ni	Cu	Cr	Pb	Co
mg/kg					
0 - 30	25	16	16	12	7
30 - 60	21	11	11	7	5
60 - 90	19	10	10	6	5
100 - 130	17	8	8	5	4
130 - 160	16	12	10	6	5
160 - 190	17	13	10	8	5
200 - 230	16	13	8	6	4
230 - 260	15	12	8	5	4
260 - 290	16	15	9	6	4
Mélység, cm	As	Se	B	Cd	Hg, Mo
mg/kg					
0 - 30	12	<0,2	3,4	0,1	<0,1
30 - 60	8	<0,2	1,5	0,1	<0,1
60 - 90	4	<0,2	1,0	<0,1	<0,1
100 - 130	2	<0,2	0,5	0,1	<0,1
130 - 160	2	<0,2	0,6	0,1	<0,1
160 - 190	3	<0,3	0,3	0,1	<0,1
200 - 230	3	<0,3	0,4	<0,1	<0,1
230 - 260	3	<0,3	0,5	<0,1	<0,1
260 - 290	3	<0,3	0,5	0,1	<0,1

Table 29. Distribution of elements in control soil profile (cc.HNO₃+cc.H₂O₂ soluble „total” content)

30. táblázat. Elemek eloszlása a kontroll parcella talajszelvényében (NH₄-acetát+EDTA -oldható „összes” tartalom)

Mintavétel mélysége, cm	%		mg/kg			
	Ca	Mg	K ₂ O	P ₂ O ₅	Mn	Fe
0 - 30	1,3	0,04	232	192	385	70
30 - 60	5,1	0,06	110	15	96	73
60 - 90	7,8	0,08	53	8	57	80
100 - 130	7,7	0,12	44	4	83	115
130 - 160	7,7	0,16	44	2	114	161
160 - 190	7,3	0,20	47	3	130	199
200 - 230	6,7	0,23	53	3	151	231
230 - 260	6,3	0,22	63	3	160	244
260 - 290	6,6	0,23	56	2	168	252

Mintavétel mélysége, cm	NH ₄ -acetát+EDTA oldható, mg/kg					Scheibler*
	Al	S	Na	B	Co	CaCO ₃ %
0 - 30	72	20	9	2,1	2,1	6,0
30 - 60	40	22	13	1,3	0,3	25,1
60 - 90	28	30	15	0,6	0,2	35,0
100 - 130	26	40	22	0,4	0,3	34,0
130 - 160	26	40	25	0,3	0,5	34,2
160 - 190	24	42	30	0,2	0,5	35,0
200 - 230	20	39	29	0,2	0,5	33,0
230 - 260	21	39	32	0,2	0,5	32,2
260 - 290	19	40	30	0,2	0,5	33,0

*CaCO₃-tartalom meghatározás Scheibler szerint

Table 30. Distribution of elements in soil profile (NH₄-acetate+EDTA soluble „mobile” content)

*CaCO₃-content according to Scheibler

31. táblázat. cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható elemtartalom a 0-90 cm talajszelvényben a kontroll és a 810 kg/ha adaggal kezelt parcellákon a kijuttatás után 6 évvel, 1996-ban, két ismétlés átlaga, mg/kg.

Mintavétel mélysége, cm	As kg/ha		Ba kg/ha		Cd kg/ha		Cr kg/ha	
	0	810	0	810	0	810	0	810
0-30	12	146	70	242	0,2	158,0	16	106
30-60	8	20	55	59	0,1	0,4	12	34
60-90	4	4	45	46	0,1	0,2	10	24

Mintavétel mélysége, cm	Cu kg/ha		Hg kg/ha		Mo kg/ha		Ni kg/ha	
	0	810	0	810	0	810	0	810
0-30	15	192	<1	94	<1	92	25	186
30-60	12	17	<1	<1	<1	21	20	22
60-90	10	12	<1	<1	<1	8	18	20

Mintavétel mélysége, cm	Pb kg/ha		Se kg/ha		Sr kg/ha		Zn kg/ha	
	0	810	0	810	0	810	0	810
0-30	12	180	<1	112	45	217	38	218
30-60	8	8	<1	26	65	62	30	44
60-90	6	5	<1	4	85	89	28	36

32. táblázat. Mikroelem-terhelés hatása a 0-30 cm szántott talajréteg
cc.HNO₃+cc.H₂O₂ oldható elemtartalmára, mg/kg

Cd, HNO ₃ /CCl ₄ H ₂ O ₂ oldható elemek tartalmára, mg/kg						
Vizsgált elemek	Element load, kg/ha in spring 1991				LSD _{5%}	Mean
	0	90	270	810		
in 1994						
As	12	28	81	210	34	83
Ba	80	111	154	298	54	161
Cd	<0,1	18	50	162	18	58
Cr	18	48	64	121	57	63
Cu	17	43	85	230	24	94
Hg	<0,1	26	67	157	33	62
Mo	<0,1	10	20	114	24	36
Ni	28	63	112	248	18	113
Pb	10	49	142	264	33	116
Se	<0,1	29	81	224	22	84
Sr	60	90	158	352	28	165
Zn	40	71	118	274	26	126
in 2008						
As	12	22	40	105	12	45
Ba	112	131	172	253	30	167
Cd	0,2	18	48	142	15	52
Cr	24	48	63	92	19	57
Cu	16	35	73	152	12	69
Hg	<0,1	17	48	87	14	38
Mo	0,5	8	17	80	10	26
Ni	30	50	82	142	12	76
Pb	15	43	92	126	14	69
Se	<0,1	2	7	13	2	6
Sr	67	88	108	176	12	110
Zn	54	83	119	174	13	108

Table 32. Effect of microelement load on the cc.HNO₃+cc.H₂O₂ digestable „total” element content of the 0-30 cm plowlayer, mg/kg

33. táblázat. NH₄-acetát+EDTA oldható (*Lakanen és Erviö 1971*) elemek eloszlása a talajszelvényben a kísérlet 15. évében, 2005-ben a kontroll és a 810 kg/ha adaggal kezelt parcellákon. Két ismétlés átlaga, mg/kg

Mintavétel mélysége, cm	Cr kg/ha		Se kg/ha		Mo kg/ha		Cd kg/ha		Zn kg/ha	
	0	810	0	810	0	810	0	810	0	810
0-30	0,1	2,4	0,2	2,1	<0,1	19	0,2	118	94	2
30-60	0,2	1,0	0,2	1,9	<0,1	0,9	0,1	2,9	23	1
60-90	0,2	1,2	<0,1	4,9	<0,1	1,1	0,1	0,3	<1	<1
100-130	0,2	1,0	<0,1	8,2	<0,1	1,1	0,1	0,1	<1	<1
130-160	0,2	1,0	<0,1	8,1	<0,1	0,8	0,1	0,1	<1	<1
160-190	0,2	1,1	<0,1	6,6	<0,1	0,3	0,1	0,1	<1	<1
200-230	0,2	1,0	<0,1	5,4	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
230-260	0,2	1,0	<0,1	5,6	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
260-290	0,2	1,2	<0,1	5,8	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
300-330	0,2	1,3	<0,1	5,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
330-360	0,2	1,6	<0,1	5,2	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
360-390	0,2	1,8	<0,1	4,8	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
400-430	0,2	2,5	<0,1	3,3	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
430-460	0,2	3,2	<0,1	2,8	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
460-490	0,2	4,6	<0,1	3,2	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
500-530	0,2	6,8	<0,1	4,0	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
530-560	0,2	6,9	<0,1	3,2	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1
560-590	0,2	4,3	<0,1	2,0	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<1	<1

Table 33. Distribution of the NH₄-acetate+EDTA soluble (*Lakanen and Erviö 1971*) elements in soil profile after 15 years on the control and on the 810 kg/ha loaded plots. Means of 2 replications, mg/kg in 2005

5. Kezelések hatása a termesztett növényekre

Mikroelem-terhelés hatása kukoricára 1991-ben

A talaj, növény és az állati szervek mintáit az MTA ATK TAKI ICP laboratóriuma vizsgálta 20–25 elemre kiterjedően. Az egyes növények minőségi paramétereit (vitaminok, karotinoidok) a Központi Élelmiszeripari Kutatóintézetben kísérték figyelemmel. A mikroelemek sóinak kiszórása 1991. április 22-én történt kézzel, míg a kukorica vetése május 22-én sorvetőgéppel az üzemekben szokásos 70 cm sortávra. A tőszámot silókukorica sűrűsége, 110 ezer db/ha körülire állítottuk be. A nagyobb állománysűrűség kompenzálhatta a késői vetést és a fémek esetleges tőszámcsökkentő hatását. Mivel a parcellák mérete viszonylag mérsékelt volt ($3,5 \times 6 = 21 \text{ m}^2$ bruttó terület), a növényállomány a szegélyekre vetett közös sorokkal 6 sort, betakarításkor és a mintavételek idején a szélső sorokat elhagyva 4 sort jelentett. A 4 sor értékelt (nettó) területe $2,8 \times 6 = 16,8 \text{ m}^2$ -t takar.

A 4–6 leveles korú kukorica állományának vizsgálata

A 4–6 leveles kor fontos fejlődési stádiumnak minősül. Ekkor a növény tartalékokat képezve a későbbi intenzív megnyúlás számára luxusfelvétellel jellemezhető, az elemek koncentrációja a növényi szövetekben általában a legnagyobb. Ez a fenofázis élettanilag megfelel a kalászosok bokrosodás végi stádiumának és alkalmas a növény, ill. rajta keresztül közvetetten a talaj ellátottságának/szennyezettségének megítélésére. A növényanalitikusok indikátor szervnek tekintik hasonló okokból a címerhánnyáskori/virágzás előtti cső alatti levél összetételét is, amely a generatív szemfejlődés tartaléktápanyagokkal való ellátottságát tükrözheti. Kísérletünkben a virágzás előtti levélanalízisre is sor került.

A 4–6 leveles mintavétel július 8-án történt nettó parcellánként 20–20 gyökeres növény felhasználásával. A gyökereket mechanikailag megtisztítottuk a talajszennyezésektől, majd rövid ideig tartó erős vízsugárral lemostuk. A 30–40 °C-on történő szárítást követően külön daráltuk analízisre a hajtást és a gyökereket. A hajtás és a gyökerek légszáraz tömegének adatait a 34. táblázatban tanulmányozhatjuk.

Ebben a korban fitotoxikusnak mutatkozott a vizsgált elemek (helyesebben sóformák) közül az Al, Cr, Cu, Mo, Ni, Se, azaz a vizsgált 13 sóformából 6 kifejezetten depresszívnek tekinthető az Al-, Cr-, Mo- és Se-kezelés, ahol a hajtás tömege 50 % körüli értékre vagy az alá süllyedt a kontrollhoz viszonyítva.

A gyökérsúlyok kevésbé látványosan csökkentek. Statisztikailag is igazolható depressziót jelzett a Cr-, Mo- és Ni-, valamint tendenciájában az Al-, Cu- és Se-kezelés. A hajtás/gyökér aránya igazolhatóan szűkült a Cr- és Mo-kezelésben, tehát a mérgezés főként a hajtás növekedésének gátlásában jelentkezett. Hasonló jelenségre utalt a Se-terhelés, ezzel szemben a Cu és Ni esetén inkább a gyökér károsodása látszik kifejezettebbnek. A mérgezéssel együtt nőtt a növények szárazanyag %-a, azaz

csökkent az élettani aktivitásra utaló víztartalom a Cr- és Se-kezelésekben. E tekintetben a gyökér mutat drasztikus változásokat, ill. irreverzibilis károsodásokat.

34. táblázat. Toxicitást (depressziót) jelző kezelések hatása a 4–6 leveles kukoricára, 1991. júl. 8-án

Kukoricára, 1991. jún. 6-án

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Légszáraz hajtás, g/20 növény</i>						
Al	145	135	105	55	60	110
Cr	155	75	20	15		66
Cu	205	195	145	125		168
Mo	140	130	95	25		98
Ni	200	190	145	110		161
Se	145	140	90	75		113
<i>B. Légszáraz gyökér, g/20 db</i>						
Al	38	35	28	21	20	30
Cr	34	29	13	12		22
Cu	50	47	40	37		44
Mo	38	34	20	15		27
Ni	54	38	41	24		39
Se	36	34	26	27		31
<i>C. Hajtás/gyökér aránya</i>						
Al	3,8	3,9	3,8	2,6	1,5	3,5
Cr	4,6	2,6	1,5	1,2		2,5
Cu	3,7	5,0	3,5	4,6		4,2
Mo	3,7	3,8	4,8	1,7		3,5
Ni	3,7	5,0	3,5	4,6		4,2
Se	4,0	4,1	3,5	2,8		3,6
<i>D. Szárazanyag %, hajtás</i>						
Cr	10	12	14	14	2	13
Mo	11	11	10	10		11
Se	11	11	11	12		11
<i>E. Szárazanyag %, gyökér</i>						
Cr	20	36	49	43	14	37
Mo	28	24	21	42		29
Se	23	26	30	37		29

Table 34. Effect of treatments exhibiting toxicity (depression) in maize in the 4–6-leaf stage on July 8, 1991. (1) Element. (2) Treatment in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Air dry shoots, g/20 plants. B. Air dry roots, g/20 roots. C. Shoot/root ratio. D. Dry matter %, shoot. E. Dry matter %, roots.

Lássuk hogyan alakul a hajtás és a gyökér összetétele! A 35. táblázat adatai szerint általában a gyökér több elemet akkumulál mint a hajtás, mert a talaj hatalmas kínálatának kevésbé képes ellenállni. Az egyes elemek viselkedése azonban eltérő, hiszen a talaj sem azonos erővel köti meg az elemeket, valamint a növényen belüli transzport sem azonos módon gátolt. Így pl. a gyökérben átlagosan 4-szeres az Pb-, mintegy 10-szeres az As-, Hg- és Ni-, 15-szörös az Al-, valamint 30-szoros a Cd- és Cr-

koncentráció a hajtás átlagaihoz képest. Ugyanakkor a Ba-, Cu-, Mo-, Se-, Sr- és Zn-tartalom lényegesen nem különbözik a föld feletti és a föld alatti szervek átlagában.

35. táblázat. Kezelések hatása a 4–6 leveles kukorica összetételére 1991. júl. 8-án

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Hajtás, mg/kg légszáraz anyagban</i>						
Al	91	114	95	198	42	124
As	0,1	0,8	1,1	1,3	1	1
Ba	4	8	22	96	12	32
Cd	0,1	1,3	3,5	12,5	2	4
Cr	0,2	0,5	2,8	2,8	1	2
Cu	18	20	21	22	4	20
Hg	0,1	2,0	2,1	3,7	1	2
Mo	0,4	107	284	781	16	294
Ni	0,8	1,3	2,1	2,4	1	2
Pb	<0,3	1,0	2,8	5,4	1	2
Se	0,1	9	24	60	5	23
Sr	19	27	29	42	11	29
Zn	19	51	76	126	23	68
<i>B. Gyökér, mg/kg légszáraz anyagban</i>						
Al	2400	1863	1270	1750	1400	1821
As	<0,4	7	8	23	9	10
Ba	27	21	38	114	16	50
Cd	<0,02	34	168	294	46	124
Cr	4	24	77	158	17	66
Cu	9	13	25	43	9	23
Hg	<0,1	10	12	63	5	21
Mo	<0,04	140	455	990	112	397
Ni	8	12	26	38	7	21
Pb	0,6	6	8	24	9	14
Se	<0,6	9	18	51	5	20
Sr	30	34	39	77	14	45
Zn	24	36	70	131	13	65

(-): 0,1 ppm, ill. méréshatár alatti koncentráció (As, Cd, Hg, Se)

Table 35. Effect of treatments on the composition of maize in the 4–6-leaf stage on July 8, 1991. (1)–(4): see Table 34. A. Shoots, mg/kg air dry matter. B. Roots, mg/kg air dry matter.

(-): concentration below 0.1 ppm or below the detection level.

A fentiekből fontos következtetés adódik. Éppen a leginkább veszélyesnek tartott elemek zöme (Al, As, Cd, Cr, Hg, Pb, Ni) a gyökérben marad, tehát csak kis mértékben mozog a talaj–növény rendszerben, legalábbis a kukorica termesztése esetén kevésbé halmozódnak fel a termésben. Kérdés mi a helyzet a gyökértermésű növényeknél, mint a burgonya vagy sárgarépa, amelyek a közvetlen emberi fogyasztást szolgálják? A további kutatásoknak minden bizonnyal kiemelten kell foglalkozniuk az élelmisznövények szennyeződésének kérdésével.

A kezeletlen vagy kis adaggal kezelt talajon általában a méréshatár alatti vagy körüli, az 0,1 ppm koncentrációkat meg nem haladó volt az As-, Cd-, Hg- és Se-koncentráció mind a gyökérben, mind a hajtásban. A terhelés kevésbé tükröződött az As-, Cr-, Hg-, Ni- és Pb-felvételben, tartalmuk 10 ppm alatti a hajtásban. Igaz, hogy a gyökerek nagyságrendi dúsulást jeleztek. A hajtásban két elem (Mo, Se) dúsult fel extrém módon a terheléssel. Feltehető, hogy e két elem molibdenát- és szelenátionként mobilis maradhat a jól szellőzőtt meszes talajon, felvételük (mint esszenciális elemek) nem gátolt, valamint az elpárolgó vízzel, tömegárammal könnyedén feljutnak a föld feletti hajtásba. Mérsékelt, 10–20 ppm koncentrációnövekedést mutatott a Cd, Cu és Sr a hajtásban a kontrollhoz képest.

A talajszennyezéssel ill. mikroelemkutatással foglalkozó irodalom gyakran jellemzi az egyes elemek felvehetőségét és ezzel a táplálékláncba kerülését az ún. „transzfer koefficiens”-sel, mely a növénybeni/talajbani összes elemkoncentráció hányadosa. Ez a hányados, ill. a felvehetőség függ a talajterheléstől, hiszen a növényi felvétel csak egy ideig lehet lineáris, valamint függ a felvétel egyéb körülményeitől (talajtulajdonságok, elemek talajbani megkötődésének és növényi felvételének specifikumai). A hányados nagyságrendekkel eltérhet elemenként, növényfajonként, növényi részenként, talajonként stb.

Amennyiben feltesszük, hogy a talaj 20 cm-es szántott rétege 1,5 térfogatsúly mellett 3 millió kg/ha, 3 kg/ha terhelés jelent 1 mg/kg, vagyis 1 ppm koncentrációnövekedést. Az alkalmazott adagok tehát 0, 10, 30, 90, 270 mg/kg dúsuláshoz vezethetnek elméletileg a feltalajban. A kukorica gyökerének Cd-koncentrációja közelítően ezt a trendet mutatta, tehát a gyökér/talaj transzfer együttható 1 körüli volt. A hajtás/talaj koncentráció hányadosa ugyanakkor 0,03, csaknem két nagyságrenddel kisebb. A Mo-koncentráció ezzel szemben mind a hajtásban, mind a gyökérben átlagosan 3-szorosa a talajba adottnak, azaz a növény/talaj transzfer együttható megközelítően 3 volt.

A 4-6 leveles kukorica gyomosodása és a gyomok összetétele

A kapálást ill. az egyelést megelőzően gyomfelvételezésre került sor, megbecsülve a kukorica borítottsági %-át, a gyomfajok számát és fajonkénti borítottságát. Ezt követően parcellánként 1 m² területről a gyomok föld feletti hajtását is begyűjtöttük elemzésre (104 db átlagminta). A gyomok tömegét a *Chenopodium album* és kisebb mértékben az *Amaranthus blitoides* képviselte. Amint a 36. táblázatból látható, ebben az időszakban a talaj növényvel való borítottsága 30% körüli, melyből átlagosan 5 %-ot a gyomok képviselnek. Az összes borítottság bizonyíthatóan csökken az Al-, Cr-, Cu-, Mo- és Se-kezelésben. A gyomokra különösen pusztító hatású volt a Cr és a Se, mely sok jó gyomirtónak bizonyultak. A Cr minden gyomfajt kipusztított a nagyobb terhelésnél.

36. táblázat. Toxicitást jelző kezelések hatása a 4–6 leveles kukorica gyomosodására 1991. júl. 8-án (Radics László adatai)

Gyomfajeloszlás 1991. jún. 8-án (Kádics-Eszter adattal)						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Összes borítottság, %						
Al	29	28	27	14	8	25
Cr	34	18	6	4		15
Cu	34	31	31	25		30
Mo	27	27	21	12		22
Se	32	28	21	19		25
B. Ebből kukorica borítottság, %						
Al	25	18	22	10	6	19
Cr	27	15	6	4		13
Cu	28	26	25	21		25
Mo	24	22	18	11		19
Se	24	24	19	18		21
C. Ebből gyomborítottság, %						
Al	4	10	5	4	6	6
Cr	7	3	0	0		2
Cu	6	5	6	4		5
Mo	3	5	3	1		3
Se	8	4	2	1		4
D. Gyomfajok száma, db						
Al	4,0	2,5	3,5	4,0	2,6	3,5
Cr	5,0	3,5	1,5	0,0		3,2
Cu	4,5	4,5	3,5	3,5		4,0
Mo	4,0	2,5	3,0	2,0		2,9
Se	5,0	5,0	4,0	3,0		2,4

Table 36. Effects of treatments exhibiting toxicity on the weed infestation of maize in the 4–6-leaf stage on July 8, 1991. Data from L. Radics. (1)–(4): see Table 34. A. Total vegetation cover, %. B. Of which: Maize cover, %. C. Of which: Weed cover, %. D. No. of weed species.

Az 1–1 m² területről véletlenszerűen begyűjtött gyomminták hajtásának tömege a Cr-, Mo- és Se-kezelésekben igazolhatóan csökkent. Ezek a fémsók tehát nemcsak a kukorica fejlődésére bizonyultak toxikusnak, hanem a gyomflóra számára is. A gyomok összetétele tükrözte a talaj terhelését az ugyanolyan korú kukorica hajtásához hasonlóan, tehát a gyomok is jó indikátorai lehetnek a talajszennyezésnek. Bizonyos elemeket a gyomok nagyobb mértékben akkumuláltak. Így pl. az átlagos Sr-koncentráció több mint 10-szerese, az Al és Ba 5-szöröse, a Cd, Hg, Ni 2–3-szorosa volt a kukoricában mért koncentrációnak. Némileg emelkedett a Zn-tartalom is, míg a Cu-koncentráció a kukorica hajtásában volt nagyobb (37. táblázat).

37. táblázat. Toxicitást jelző kezelések hatása a gyomok tömegére, valamint a gyomok összetételére 1991. júl. 8-án

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Légszáraz hajtás, g/m²</i>						
Cr	50	25	0	0		19
Mo	59	53	40	16	29	42
Se	64	50	30	19		41
<i>B. Összetétel, mg/kg légszáraz anyag</i>						
Al	180	957	891	639	251	666
As	<0,4	<0,4	1	1	1	1
Ba	12	43	150	422	19	157
Cd	<0,02	3	8	18	2	7
Cr	<0,1	3	-	-	1	1
Cu	8	10	9	12	2	10
Hg	<0,1	1	5	18	2	6
Mo	3	115	376	600	80	274
Ni	1	7	8	12	2	7
Pb	<0,3	2	8	8	2	5
Se	<0,6	8	18	126	10	38
Sr	134	259	396	574	95	341
Zn	20	81	124	176	15	100

(-): A gyomállomány kipusztult. Megjegyzés: A gyomok átlagos szárazanyag-tartalma 16 % volt. A kontroll talajon mért As, Cd, Cr, Hg, Pb és Se méréshatár alatt maradt. *Table 37.* Effects of treatments exhibiting toxicity on the weed mass and weed composition on July 8, 1991. (1)–(4): see Table 34. A. Air dry shoots, g/m². B. Composition, mg/kg air dry matter. Note: (-): the weed stand was destroyed. The mean D.M. content of the weeds was 16%. The As, Cd, Cr, Hg, Pb and Se values recorded on the control soil were below detection limit.

Kezelés hatása a kukoricára virágzás és betakarítás idején

A következő mintavétel aug. 8-án történt virágzás elején. Nettó parcellánként 20–20 db cső alatti levelet gyűjtöttünk. A légszáraz levélsúlyokban csak a Cr- és Se-terhelés okozott igazolható csökkenést. Az analízisadatok szerint a levelek átlagos elemkoncentrációi drasztikusan lecsökkentek a 4–6 leveles korú állapothoz viszonyítva. Méréshatár, ill. 0,1 ppm alatt maradt az As, Cd, Cr, Hg, Ni a levelekben, vagy csak a nagyobb terhelésnél találtunk 1–2 ppm Hg-tartalmat. Gyakorlatilag nem változott az Al- és Cu-tartalom a terheléssel. Itt is megduplázódott viszont a Sr- és többszörösére nőtt a Zn- és Pb-tartalom a kontrollhoz képest. Nagyságrendi dúsulás követhető nyomon a Se és Mo elemeknél, valamint a maximális terhelésű Hg-kezelésben. A kontrollon mért 0,1 ppm körüli értékekről a Hg egy, a Se kettő, míg a Mo három nagyságrenddel (azaz több ezerszeresére) dúsult a 38. táblázat eredményei szerint.

A sűrű kukoricaállomány lassan beérett a hosszú őszön és lehetővé tette a magra történő betakarítást. Nettó parcellánként 20–20 csöves szármentát vettünk analízisre, majd a teljes magtermést parcellakombájnnal arattuk le. A 13vizsgált sóból igazolható termés-csökkenést 4 okozott: Cr, Mo, Pb, Se. A Cr drasztikus 80

%-os, a Mo és Se erős 40–50 %-os, míg a Pb a maximális terhésnél is csak mérsékelt 20–30 %-os toxicitást jelzett (39. táblázat).

38. táblázat. Toxicitást jelző kezelések hatása a kukorica virágzáskori cső alatti levelének tömegére, valamint a levelek összetételére (Nagyhőrcsök, 1991. aug. 8.)

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Légszáraz levél, g/20 db						
Cr	49	38	24	20	11	33
Se	49	49	43	35		44
B. Összetétel, mg/kg légszáraz anyag						
Al	14	27	20	18	13	20
As	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
Ba	1	6	5	24	4	9
Cd	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	–	–
Cr	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
Cu	12	14	13	13	2	13
Hg	<0,1	<0,1	<0,1	2	1	1
Mo	<0,04	141	262	404	32	202
Ni	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	–	–
Pb	1	1	2	5	3	2
Se	<0,6	7	16	40	13	15
Sr	12	18	19	24	5	18
Zn	18	35	43	65	10	40

Megjegyzés: A levélsúlyokat csak a Cr- és Se-terhelés módosította. A levelek átlagos szárazanyagtartalma virágzás kezdetén 28% volt.

Table 38. Effects of treatments exhibiting toxicity on the mass of leaves below the ear at flowering and on the composition of the leaves (Nagyhőrcsök, Aug. 8, 1991). (1)–(4), A, B: see Table 34. Note: Leaf masses were only modified by Cr and Se pollution. The mean dry matter content of the leaves at the beginning of flowering was 28%.

Meg kell említeni, hogy 4–6 leveles korban még az Al-, Ni-, Cu- is depresszív hatású volt, míg az Pb-só nem. Feltehetően a kevésbé mozgékony Cu és Ni megkötődött a talajban és toxikusságát elvesztette, ill. a kukorica gyökérzete a nem szennyezett talajban fejlődött tovább. Az Al meszes talajban nem mozgékony, az átmeneti negatív hatást minden bizonnyal a kísérő kloridion okozhatta. Az AlCl₃-sóban a mérgező klorid részaránya csaknem 80 %. (Ez pl. azt is jelenti, hogy a maximális Al-kezelésben (810 kg Al/ha) több mint 3000 kg/ha klorid jutott a talajba.) Ez a kloridfelesleg az esővízzel gyorsan lemosódhatott a mélyebb rétegekbe, felhígult és már virágzás idején sem befolyásolta a kukorica fejlődését.

Törekedtünk a sókat oldható toxikus formában adni, így a kísérő ion gyakran a nitrát, klorid, nátrium, kálium, ammónium és szulfát. E talajon átmenetileg mérgező lehet az extrém adagú klorid, ammónium, esetleg a nitrát. Az ammónium néhány hét alatt nitrifikálódhat, feleslege a kloridhoz hasonlóan lemosódik és gyorsan elveszitheti toxicitását. Szárazabb periódusban viszont a nitrát is rendre termésdepressziót okozhat a növény igényét jelentősen meghaladó koncentráció

esetén. A többi kísérő ion, elem nem befolyásolja a termést, ill. érdemben nem módosíthatja a talaj eredeti készletét. Mindenesetre az első évi hatásokat nagy elővigyázatossággal kell kezelni ill. értelmezni. Jelentős ammónia-terhelés a Mo-sóval, nitráatterhelés a Pb-sóval állhatott elő.

39. táblázat. Változást okozó kezelések hatása a kukorica fejlődésére és termésére (Nagyhörcsök, 1991)

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Bonitálás virágzás kezdetén, aug. 8-án*</i>						
Cd	4,5	4,0	4,5	5,0	1,1	4,5
Cr	3,5	2,0	1,0	1,0		1,9
Mo	3,5	4,0	3,5	2,0		3,2
Se	3,5	4,5	3,0	2,0		3,2
<i>B. Növénymagasság virágzáskor (aug. 8-án), cm</i>						
Cd	193	226	230	213	29	216
Cr	225	132	68	50		119
Mo	215	212	204	191		205
Se	219	226	219	156		205
<i>C. Légszáraz szemtermés, t/ha (nov. 25-én)</i>						
Cr	8,1	5,2	1,9	1,6	2,5	4,2
Mo	8,5	8,4	7,4	4,7		7,2
Pb	8,9	8,4	7,8	6,4		7,9
Se	8,5	7,6	5,7	4,3		6,5
<i>D. Légszáraz szártermés, t/ha (nov. 25-én)</i>						
Cr	4,7	3,1	1,2	0,8	2,3	2,5
Mo	4,3	4,3	2,7	2,7		3,5
Pb	5,2	4,7	4,4	3,3		4,4
Se	4,7	4,2	3,7	3,0		3,9

* Bonitálás: 1 = leggyengébb; 5 = legfejlettebb állomány

Table 39. Effect of treatments causing changes in the development and yield of maize in 1991. (1)–(4): see Table 34. A. Bonitation at the beginning of flowering, on Aug. 8. B. Plant height at flowering on Aug. 8, cm. C. Air dry grain yield, t/ha, on Nov. 25. D. Air dry stalk yield, t/ha, on Nov. 25. Bonitation: 1 = the least developed; 5 = the best developed stand.

Virágzás kezdetén bonitálással parcellánként megbecsültük a növényállomány fejlettségét, állapotát, valamint mértük átlagos magasságát. A közhiedelemmel, ill. a gyakori irodalmi utalásokkal ellentétben a növekvő Cd-terhelés nem okozott toxicitást, sőt az állomány egészségesebbnek, fejlettebbnek tűnt, amire a bonitálási/magasságmérési adatok is utaltak. A növekvő Cr-terhelés nyomán viszont az átlagos növénytörzs magasság 1/4-ére, a Se-terheléssel 1/3-ára mérséklődött. A toxikus kezelésekben a szem és a vegetatív szár hasonló mérvű depressziót mutatott, a melléktermés/főtermés aránya érdemben nem változott. A sűrű állományban viszonylag mérsékelt szártömeg képződött, hiszen a 8–9 t/ha szemtömeghez mindössze 4–5 t/ha szártermés tartozott (39. táblázat).

A kukorica terméselemeinek vizsgálata

A főbb terméselemeket is megvizsgáltuk, mint a batarításkori tőszám, meddő és termő tövek száma, ezermagtömeg, növényenkénti szemtömeg. Érdemi változások csak a 4 toxikus sónál jelentkeztek, így ezek bemutatására szorítkozunk a 40. táblázatban. Radikális tőszámcsökkenés a Cr-kezelésben következett be, ahol az állomány fele pusztult ki aratás idejére. Igazolható még a Mo ritkító hatása. A meddő tövek %-a többszöröződött a Cr-, Mo- és Se-terheléssel és ezzel együtt csökkent a termő tövek száma. A sűrű vetés miatt általában alacsony volt az 1000-mag tömege, mely a Cr- és Se-terheléssel még további 20–30 %-kal igazolhatóan romlott. Az egy növényre jutó szemtömeg 100 g alatt maradt és a bemutatott 4 toxikus elem hatására bizonyíthatóan csökkent. A maximális Cr- és Se-terhelés a növényenkénti hozamokat felére mérsékelte.

40. táblázat. Terméselemek változása a depressziót okozó kezelésekben (Nagyhörcsök, 1991. nov. 25.)

(Nagykorcsok, 1991. nov. 23.)						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Tőszám, 100 db/ha</i>						
Cr	101	108	69	48	14	82
Mo	95	98	89	80		90
Pb	101	97	110	113		105
Se	104	115	118	106		111
<i>B. Meddő tövek %-a</i>						
Cr	5	16	37	34	8	23
Mo	2	1	4	20		7
Pb	4	4	3	3		3
Se	9	6	9	18		10
<i>C. Termő tövek, 1000 db/ha</i>						
Cr	96	91	44	31	15	66
Mo	93	97	85	64		85
Pb	97	93	107	110		102
Se	94	109	108	88		100
<i>D. Ezermagtömeg, g</i>						
Cr	242	199	175	162	28	194
Mo	243	245	231	222		235
Pb	254	252	247	246		250
Se	249	226	190	172		202
<i>E. Szemtermés, g/növény</i>						
Cr	84	58	40	39	16	55
Mo	93	91	88	74		86
Pb	92	93	76	59		80
Se	93	70	53	48		66

Table 40. Changes in yield components in treatments causing depression (Nagyhörcsök, Nov 25, 1991). (1)–(4): see Table 34. A. Plant density, 1000 plants/ha. B. Barren plants, %. C. Yielding plants, 1000/ha. D. Thousand kernel mass, g. E. Grain yield, g/plant.

A bemutatott eredmények arra hívják fel a figyelmet, hogy a talajszennyezés befolyásolhatja nemcsak a növény fejlődését, hanem életképességét, sterilitási hajlamát, feltehetően genetikai minőségét is. A genetikai degradációra utalhatnak a csírázási, vetőmag minőségi tulajdonságok. Utóbbiak szerepe alapvető a növénytermesztés, ill. rajta keresztül az egész mezőgazdaság teljesítőképessége szempontjából. Mindezekon túlmenően a növényben jelentkező genetikai degradáció előrejelezheti az állat és ember ilyen irányú veszélyeztetettségét, hiszen az élővilág összefügg. Az összefüggés különösen szoros a táplálkozás során, az abnormális összetételű, megzavart élettani/genetikai funkciójú növényeket fogyasztó állat és ember szintén megbetegedhet.

A szemtermés vetőmag-értékmérő tulajdonságainak vizsgálata

Szántóföldi növényeink zömét genetikai úton magtermesztéssel szaporítjuk. A vetőmag értékét az öröklött tulajdonságok összessége, azaz a fajta, valamint a vetőmag minősége határozza meg. A minőség függ a csírázóképtől, tisztaságtól, egészségi állapottól, víztartalomtól, ezermag- és térfogattömegtől (utóbbi a hektolitersúly), valamint az osztályozottságtól. A vetőmag minőségét országos szabványok írják elő, a vetőmagtermesztés volumene és exportértéke önmagában is sok milliárd Ft értéket képvisel Magyarországon. Amennyiben szennyezett talajon csökken pl. az ezermag tömege, a magvakban kevesebb tartaléktápanyag képződik. Az ilyen vetőmag gyengébb kezdeti fejlődést biztosít a csíranövénynek. A kezdeti hátrány halmozódik a tenyészidő folyamán, mert a vízért és tápanyagokért folyó harcban, a gyomok és kártevők elleni küzdelemben a szennyezett, gátolt életfunkciójú egyedek sikertelenebbek.

A kísérletünkben termelt magtermést parcellánként vizsgálta meg a hazai szabványok szerint a Vetőmagtermeltető és Értékesítő Vállalat Minőségellenőrzési Osztályának laboratóriuma. Megállapítottuk a hulladék, valamint a beteg, rothadt és ép csírák %-át. (A hulladék kiválogatása gyommagvak és egyéb törött növényi részek eltávolítását jelenti a kombájnolt szemből.) Ezt követően a csíráztatást addig folytattuk, míg minden csírázó sor bírálhatóan kifejlődött. Az ép csírák mennyisége súlyszázalékban mindazon fajtaazonos magvakat jelentette, amelyekből normális csíranövények fejlődtek. Az értékmérő tulajdonságokat igazolhatóan a Ba-, Cr-, Mo- és Se-terhelés befolyásolta hátrányosan. Az eredményeket a 41. táblázatban foglaltuk össze.

A hulladék aránya elenyésző a kombájnolt szemben, mindössze a Cr-terhelés következtében kiritkult növényállományban éri el a 4 % körüli értéket. Statisztikailag igazolható még a Se-kezelés ilyen hatás is. A beteg csírák %-a szintén nő a szennyezett talajon, bár ez csak tendenciajelleggel érvényesül és hibahatáron belül marad. Jelentős a rothadt csírák arányának emelkedése. A kontrollhoz viszonyítva a maximális Se-kezelésben több mint 2-szeres, a Ba- és Mo-kezelésekben 3-szoros, míg a Cr-kezelésben 5-szörös mennyiséget mér-tünk. Ebből adódóan az ép csírák %-a a Ba-, Mo- és Se-kezelésben 60 %-ra, ill. az extrém Cr-terhelés nyomán 35 %-ra esik vissza (41. táblázat).

41. táblázat. A szemtermés vetőmagértékmérő tulajdonságainak változása egyes kezelésekben 1991. nov. 25-én (Bana Károlyné (VÉV laboratóriuma) vizsgálatai)

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Hulladék %						
Ba	0,6	0,6	0,8	0,7	0,9	0,7
Cr	0,8	1,6	3,8	4,2		2,6
Mo	0,7	1,0	0,7	1,2		0,9
Se	0,8	1,0	1,4	2,2		1,3
B. Beteg csíra %						
Ba	1,5	3,0	5,0	4,5	3,0	3,5
Cr	3,5	4,0	5,5	6,0		4,5
Mo	1,5	1,5	4,0	3,5		2,6
Se	1,5	4,5	3,0	4,0		3,3
C. Rothadt csíra %						
Ba	10	24	25	34	18	23
Cr	11	33	48	55		37
Mo	12	15	23	38		22
Se	14	14	18	36		21
D. Ép csíra %						
Ba	84	73	67	60	18	71
Cr	84	62	44	35		56
Mo	84	81	69	58		73
Se	82	79	77	59		74

Table 41. Changes in the seed quality traits of the grain yield in certain treatments on Nov. 25, 1991. (1)–(4): see Table 34. A. Waste, %. B. Diseased germs, %. C. Rotten germs, %. D. Healthy germs, %. (Tests carried out by K. Bana.)

A toxicitás tehát nemcsak a termés mennyiségét csökkentheti radikálisan, hanem a magtermés értékmérő tulajdonságait is. Emlékeztetőül: a maximális Cr-terhelésnél a maghozam 1/5-re esett vissza. Ez a 20 %-os termés is nagyobb részben genetikailag értéktelen anyagot jelent, hiszen 4 %-a hulladék, 6 %-a be-teg, ill. 55 %-a rothadt csíra. A termés vetőmagértéke hasonló becslés alapján (a 20 % maghozamból 35 % ép csíra) mindössze 7 %-nak adódna. Kérdés, hogy a 7 % csírázó magból mennyire életképes utódok fejlődhetnek? Csak további kísérletekkel bírálható el a genetikai degradáció mértéke, több nemzedék teljesítményét figyelembe véve, célirányos kutatásokkal.

Az aratáskori kukorica szem és szár összetétele

A 42. táblázatban bemutatott adatok szerint a szem kevésbé halmozta fel a vizsgált elemeket. Az As, Ba, Cd, Cr, Hg, Pb ki sem volt mutatható, míg az Al, Cu, Ni, Sr is csak alig 1–2 ppm koncentrációt képviselt. Jelentősebb dúsulást mutatott a Zn, valamint a kontrollhoz viszonyítva mintegy két nagyságrendbeli akkumulációt a Mo és a Se. Mindhárom utóbbi elem esszenciálisnak minősül, így a szem genetikailag nem védett a káros felvétellel szemben.

42. táblázat. Terhelés hatása a kukorica összetételére betakarításkor 1991. nov. 25-én (légszáraz anyag)

En (egyszázaz anyag)						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Szemben, mg/kg						
Al	0,3	0,6	0,2	1,3	1,5	0,6
As	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
Ba	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	–	–
Cd	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	–	–
Cr	<0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Cu	1,5	1,4	1,5	1,8	0,5	1,5
Hg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
Mo	<0,04	4,5	6,6	13,6	0,7	6,2
Ni	0,2	0,9	0,9	0,8	0,3	0,7
Pb	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	–	–
Se	0,1	7,6	11,6	22,1	1,0	10,3
Sr	0,2	0,2	1,4	1,4	0,8	0,8
Zn	8,0	24,6	28,0	41,2	8,4	25,5
B. Szárban, mg/kg						
Al	240	352	227	176	139	249
As	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
Ba	5,0	6,8	18,6	52,2	14,6	21
Cd	<0,02	4,1	11,8	46,4	3,1	15
Cr	0,1	1,3	3,7	4,6	0,8	2
Cu	8,3	10,7	11,3	10,8	2,0	10
Hg	<0,1	<0,1	0,6	1,8	0,7	1
Mo	0,0	34,7	38,5	107,1	7,8	50
Ni	0,2	0,6	1,3	1,6	0,9	1
Pb	<0,3	3,7	5,5	5,6	2,8	4
Se	0,1	5,5	10,7	20,3	1,0	9
Sr	8,8	13,4	12,8	19,7	4,0	14
Zn	7,2	30,8	47,3	53,8	23,0	35

Table 42. Effect of treatments on the composition of maize at harvest (calcareous chernozem, Nagyhörcsök, Nov. 25, 1991). (1)–(4): see Table 34. A. In the grain, mg/kg. B. In the stalk, mg/kg.

A vegetatív szártermésben az akkumuláció kifejezettebb, az As kivételével minden elem koncentrációja mérhetőnek bizonyult a szennyezett talajon. Kiugróan nagy a szár Al-készlete, de nem módosul a terhelés nyomán. Mivel az Al az egyik fő talajalkotó elem, a szennyeződés lehetősége nem zárható ki, hiszen portalanításra vagy a minták mosására nem került sor. Abszolút értelemben mérsékelt felhalmozást mutatott a Cr, Cu, Hg, Ni és Pb, koncentrációjuk általában 10 ppm alatt maradt. Igaz, hogy ez már nagyságrendi dúsulást jelenthet a Cr, Hg elemek esetében a kontrollhoz képest. Amint látható, a Sr mintegy megduplázódott, a Zn és a Ba 5–10-szeres, míg a Cd és Mo 50–100-szoros emelkedést mutatott a terhelés következtében. Az egyes elemek viselkedése tehát e téren radikálisan eltérhet (42. táblázat).

A kukoricaszem és -szár állati takarmány, ill. a kukoricaszem és -liszt a közvetlen emberi fogyasztást szolgálhatja. Vajon a talajszennyezés mennyiben eredményezett ezen a talajon a kukoricában fogyasztásra és takarmányozásra alkalmatlan szennyezett terméket? A hazai és az ismertebb nemzetközi szabványok csak néhány elemre adnak határértékeket. A 8/1985. (X. 21) EüM rendelet szerint pl. az élelmiszerek maximálisan megengedhető As- és fémtartalma liszt, gabonaőrlemény esetén az alábbi lehet mg/kg szárazanyagban: Hg 0,02, As és Cd 0,1, Pb 0,5, Cu 5, Zn 30.

Takarmányok maximálisan megengedhető káros elemtartalmát a 4/1990. (II. 28.) MÉM rendelet szabályozta, mely szerint az „egyéb takarmánykeverék”-ben az alábbi mennyiség fogadható el mg/kg szárazanyagban: Hg 0,1, Cd 0,5, As 2, Pb 5. Az Al, Ba, Sr elemekre a szakirodalom sem nyújt megfelelő tájékoztatást, ill. nem közöl határkoncentrációkat, részben abból kiindulva, hogy mai tudásunk szerint a növényi felvétel nem jelenthet érdemi terhelést az állati vagy emberi szervezetre. A normális növényi összetételtől jelentősen eltérő, nagyságrendi dúsulások azonban mindenképpen megkérdőjelezhetik a fogyasztásra való alkalmasságot esszenciális és nem esszenciális elemek viszonylatában egyaránt.

Amennyiben pusztán az említett EüM rendeletre támaszkodunk, úgy gyakorlatilag a kísérletben termett kukorica szemtermése, lisztje emberi fogyasztásra alkalmas. Az egyetlen, 30 ppm feletti Zn-tartalmú kezelés termése felhívul az együttes kombájnolás, kezelés nyomán. (Megemlítendő, hogy a konzerv élelmiszereinkben akár nagyságrenddel nagyobb Zn-szennyeződéssel számolhatunk.) Véleményünk szerint azonban élettani szempontból mindenféleképpen kifogásolható és állati/emberi fogyasztásra alkalmatlan terméket jelenthet a Mo és Se két-két nagyságrendi dúsulása a szemben. A korábban bemutatott csírázási (genetikaiértékmérő) vizsgálatok alapján a Ba-, Cr-, Mo- és Se-terhelés egyaránt minőségrontó hatással járt, mely közvetetten a fogyasztásra való alkalmasságot kérdőjelezheti meg.

Ami az esetleg takarmányozásra szánt kukorica szárát illeti, a hivatkozott MÉM rendelet szerint szennyezettnek minősül a Cd-, Hg- és részben az Pb-kezelt parcellákon termett növényi anyag. Élettani szempontból azonban itt is kifogásolható a nagyságrendi dúsulást mutató Ba, Cr, Mo, Se. A 13 vizsgált sóból tehát 6–7 só váltott ki ill. eredményezett fogyasztásra alkalmatlan terméket.

A kukorica föld feletti termésébe épült elemek mennyisége

Kérdés, mennyiben képesek a növények a szennyezett talajok tisztítására, bioremediációra? Az egyes fajok, növényi részek akkumulációs képessége eltérő. Kísérletünk arra adhat választ, hogy a meszes talajon a kukorica évente és hanként közelítően mennyi elemet vonhat ki föld feletti termésével a talajból. A talajtisztításnak ez a módja nyilvánvalóan csak a kevésbé szennyezett területeken kínálhat megoldást, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor fajok termesztetők. A termett növényi anyagot azonban el kell távolítani a tábláról és további kezelést, lerakást, elhelyezést igényel.

A termés tömegét megszorozva a benne található elem koncentrációjával megkapjuk a felvett mennyiséget. A szemtermésbe épült As, Cd, Cr, Pb és részben a Ba tömege ha-onként a tízed g mennyiség körülnek vagy alattinak adódna, tehát elhanyagolható. Az Al, Ni, Sr 5–7 g, a Cu 13 g, a Mo 37 g, a Se 63 g, míg a Zn 241 g átlagos felvételt eredményezett a szemterméssel ha-onként. A szártermésben az As kivételével érdemi felvételek adódtak. A Cr, Hg, Ni 3–4 g, Pb és Se 20–35 g, Cu 46 g, Cd és Sr 70 g körüli, Ba 107, Mo 135, Zn 177 g készletet mutatott átlagosan a szárbán, míg az Al az 1 kg/ha mennyiséget is meghaladta a 43. táblázat eredményei szerint.

43. táblázat. A kukorica elemfelvétele (g/ha) aratáskor 1991. nov. 25-én

45. táblázat. A kukorica elemiértéke (g/ha) átlaskol 1991. nov. 25-én

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Szárterméssel						
Al	1007	1543	1039	878	758	1117
As	0	0	0	0	0	0
Ba	26	36	96	269	75	107
Cd	0	18	56	201	6	68
Cr	0	4	4	3	2	3
Cu	42	52	50	42	17	46
Hg	0	0	3	8	3	3
Mo	0	107	144	289	28	135
Ni	2	2	6	8	5	4
Pb	22	17	22	18	12	20
Se	0	23	40	60	4	31
Sr	43	69	62	103	18	69
Zn	36	155	244	273	103	177
B. Szár + szem termésével együtt						
Al	1010	1548	1041	888	740	1122
As	0	0	0	0	0	0
Ba	26	36	98	269	72	107
Cd	0	18	56	201	6	68
Cr	0	4	4	3	2	3
Cu	55	64	62	56	18	59
Hg	0	0	3	8	3	3
Mo	0	156	181	352	30	172
Ni	3	9	14	15	6	10
Pb	22	17	22	18	13	20
Se	0	81	106	153	5	85
Sr	44	71	75	116	22	76
Zn	108	483	543	536	110	418

Table 43 Element uptake (g/ha) of maize at harvest, on Nov. 25, 1991 (calcareous chernozem, Nagyhorcsók). (1)–(4): see Table 34. A. In the stalk yield. B. In the stalk + grain yield.

A teljes föld feletti termésbe 1,1 kg Al épült be. Amennyiben a maximális felvételt vizsgáljuk a Zn 543, Mo 352, Ba 269, Cd 201, Se 153, Sr 116, Cu 64, Pb 22, Ni 15, Hg 8, Cr 4 g/ha tömeget tett ki. Az As felvétele 1 g/ha alatt maradt. A felvétel tehát elenyésző volt a szennyezéshez mérten. Még az Al esetén is legalább 700 évre volna szükség ahhoz, hogy a talajba vitt 810 kg/ha maximális mennyiséget a növény felhasználja, hasonló felvételi körülmények között. A talaj megtisztítása az extrém Cd-szennyezéstől ilyen módon pl. több mint 4 ezer évet vehetne igénybe (43. táblázat).

Ez az út hasonló körülmények között járhatatlannak tűnik, a talajtisztítás és remediáció egyéb módjait kell alkalmaznunk. Persze más úton is vesztíhet a talaj elemeket (pl. kilúgzással, szél általi elhordással, elillanással stb.). Bizonyos esetekben célszerű lehet az elemek megkötése a talajban, hogy ne kerüljenek a táplálékláncba. A növényi felvétel gátlása történhet a talajtulajdonságok módosításával (márgázás, meszezés, szerves vagy szervetlen kolloidtartalom növelése) vagy a növényi sorrend, a talajhasználat módosításával. A fenti példa mindenesetre érzékelteti, hogy a talajszennyezés a talaj minőségét, használhatóságát, multifunkcionalitását hosszú távon károsíthatja és gyakorlati szempontból irreverzibilis, megfordíthatatlan vagy csak nehezen és költségesen megfordítható folyamatnak minősül. Prioritást tehát a megelőzés élvez, a talajszennyezés megakadályozása.

Kezelések hatása az egyéb esszenciális elemek tartalmára

A növénymintákban az esszenciális elemeket is meghatároztuk. A kezelések esetenként befolyásolták a főbb makro- vagy mikroelem-koncentrációkat a növényi szövetekben. Ahol igazolható változások nem léptek fel, ott a kísérletben mért főátlagokat közöljük. Ha 2 vagy több kezelésben azonos irányú és mérvű változások léptek fel, ott az érintett 2 vagy 3 kezelés összevont átlagait mutatjuk be. Mivel a kísérlet hibája az első évben különösen nagy lehet, érdemi következtetést akkor vonhatunk le, ha a jelenség ismétlődik. Így pl. a 6-leveles kukorica és a gyomok hajtása, ill. a virágzáskori levél és a betakarításkori szár is tükrözi a változásokat. A kezelések nyomán ugyanis a talaj extrém módon heterogénné vált és csak az évek során bekövetkező műveléssel keverednek megfelelően a sók a talajjal.

Az adatok értelmezésénél támaszkodhatunk az irodalomban közölt 6-leveles hajtásra és a virágzás elejei levél összetételére megadott ellátottsági határkoncentrációkra. A toxicitás oka vagy következménye lehet ugyanis az extrém tápelemhiány vagy -túlsúly, melyet a talajszennyező elem indukált. A 44. táblázatban a 6-leveles kukorica gyökerének és föld feletti hajtásának elemtartalma vizsgálható. Lábjegyzetben közöljük *Bergmann és Neubert (1976)* nyomán az élettani optimumokat a 4–6 leveles hajtásra. A sűrű vetés, ill. a nagyobb tőszám miatt a hajtás elsősorban káliumban szegény, de nem kielégítő a N % sem az irodalmi optimumokhoz képest. Viszonylag nagy ugyanakkor a Ca és Mg % ezen a meszes talajon.

44. táblázat. Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára (Kukorica 6-leveles állapotban, Nagyhörcsök, 1991. júl. 8.)

anapótbán, Nagyhörösök, 1991. jún. 6.)						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Vizsgált elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Kezelés
A. Gyökér						
N %	1,47	1,55	1,57	1,57	0,05	a) Átlag
Ca %	1,09	1,10	1,24	1,54	0,38	Al
K %	0,86	1,10	1,13	1,24	0,26	Ba
K %	0,93	0,85	0,84	0,55	0,26	Se
Mg %	0,48	0,36	0,34	0,32	0,21	Mo, Cr
Fe %	0,34	0,13	0,07	0,10	0,21	Mo, Cr
P %	0,18	0,20	0,19	0,20	0,02	a) Átlag
Na ppm	219	234	242	311	53	As
Mn ppm	202	121	104	75	119	Mo, Cr
B ppm	3	4	4	4	2	Se
Co ppm	3	2	1	1	2	Mo
B. Hajtás						
N %	3,35	3,32	2,99	3,02	0,18	Cr
K %	2,02	1,47	1,25	1,04	0,35	Cr, Se
Ca %	0,84	0,93	1,01	1,10	0,19	Cr
Mg %	0,66	0,67	0,69	0,67	0,03	a) Átlag
P %	0,52	0,49	0,33	0,31	0,09	Cr
NO ₃ -N %	0,44	0,30	0,16	0,07	0,09	Cr
NO ₃ -N %	0,40	0,39	0,37	0,25	0,09	Se
Fe ppm	178	220	246	309	91	Cr, Se
Mn ppm	115	114	119	120	6	a) Átlag
Na ppm	40	41	41	44	4	a) Átlag
B ppm	8	8	9	9	1	Cr, Se

Átlagos NO₃-N 0,33 %-a a gyökérben, Co méréshatár alatt a hajtásban.

Élettani optimum a hajtásban: N = 3,5–5,0 %; K = 3–4 %; Ca = 0,3–0,7 %; Mg = 0,2–0,6 %; P = 0,3–0,5 %; Fe = 50–250 ppm; Mn = 30–300 ppm; B = 6–25 ppm (Bergmann & Neubert, 1976)

Table 44. Effect of the treatments on the contents of essential elements (maize in the 6-leaf stage, Nagyhörcsök, July 8, 1991). (1) Element studied. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Treatment (salt applied). a) Mean. A. Roots. B. Shoots. Note: 0,33% of the mean NO₃-N in the roots; Co below the detection limit in the shoots. Physiological optimum in the shoots.

A gyökérben érdemben nőtt a Ca-, Al-, K-, Ba-, ill. Na-tartalom az As-terheléssel. A Se-kezelésben csökkent a K, a Mo- és Cr-kezelésekben pedig a Mg, Fe és Mn koncentrációja. A hajtásban tapasztalható változások részben eltérnek a gyökérben megfigyeltéktől. Általánosságban azonban megállapítható, hogy a leginkább fitotoxikus Cr- és Se-terhelés nyomán a N, NO₃, P és K elemek tartalma csökkenő, míg a Ca és Fe növekvő. A hajtásban elsősorban a K koncentrációja süllyedt drasztikusan az élettani optimum alá. Mérgezés hatására a szövetek elszáradnak, előregegnak. A K szerepe a turgor, a vízháztartás szabályozása, a növény fiatalon tartása.

A Ca közismerten az előregedés eleme, mely a szövetekben túlsúlyba jutott és az 5–10 körüli normális K:Ca arány a mérgezéssel 1:1 körülire szűkült. Egyes vélemények szerint a Ca semlegesítheti, kicsaphatja a sejtekbe jutott vagy ott termelődő káros elemeket és anyagcseretermékeket, tehát detoxikáló szerepet is betölthet. Végül a sejtekben akkumulált Ca zárja a sejtfalakat a teljesebb védelem érdekében, csökkentve azok áteresztő képességét. A fiatal kukorica összetétele tehát tükrözi a mérgezéssel kiváltott komoly anyagcserezavarokat.

Az uralkodó nagytestű, kétszikű gyomfajok (elsősorban a *Chenopodium album*, *Amaranthus blitoides*) nagyobb ellenállást mutattak az esszenciális elemek felvételekor. Itt is mérséklődött a N, NO₃, K koncentrációja, míg a P-, Fe-, Na- és Co-tartalma emelkedett. A virágzás kezdetén vett cső alatti levelekben szintén mérséklődött a N- és K-mennyiség, a K-szint extrém módon az élettani optimum alá süllyedt. Kétségtelen azonban, hogy ebben a későbbi fejlődési stádiumban nem jelentkeztek olyan drasztikus elváltozások, mint 6-leveles korban. Megemlíthető még a NO₃-N emelkedése az NH₄-molibdenát terheléssel. Az NH₄-formában adott N ekkorra már nitrifikálódott és az emelkedett kénátot tükrözhatték a levelek, amint azt a 45. táblázat mutatja.

Az aratáskori szemtermésben az egyéb esszenciális elemek mennyisége legtöbbször érdemben nem változott vagy enyhén emelkedett. Látványos, nagyságrendi növekedést mutatott azonban a Ca a Sr-terheléssel. Mivel a Sr nem okozott mérgezést, ill. a Sr a Ca kísérő eleme a kőzetekben, talajban, műtrágyákban, növényekben, állati és emberi csontszövetekben, feltehetően ez a szinergizmus jelentkezett a szemben is. Emlékeztetőül megemlítjük, hogy a szem Sr-koncentrációja ugyanitt 0,2-ről 1,4, míg a szárban 8,8-ról 19,7 ppm-re nőtt. A Na 10-ről 25 ppm-re emelkedett a Mo-terheléssel és ugrásszerűen nőtt még a Co koncentrációja a Cr-terheléssel. Utóbbiak magyarázatával nem szolgálhatunk. A szár összetételének változásában ismét a Cr hatása dominál. A 4–6 leveles hajtáshoz hasonlóan drasztikusan módosulnak a K/Ca arányok, valamint lényegesen emelkednek a Fe, Mn, Na elemek koncentrációi (46. táblázat).

Kérdés, vajon a kifejezett Cr- és Se-mérgezés magyarázható-e valamely esszenciális elem felvételének gátlásával? Mely elemnél állhat elő olyan mérvű hiány, mely megállíthatja a növekedést, ill. a növény elszáradásához és pusztulásához vezethet? Esetünkben a K-felvétel drasztikus csökkenése jelez olyan mérvű alultápláltságot, mely hasonló termékenység-csökkenést eredményezhet. A normális összetételhez viszonyítva a K koncentrációja 1/3-ára esett vissza a 6-leveles hajtásban, levélben és a szárban. A növények súlyos növekedési zavarai visszavezethetők az extrém K-hiányos állapotra.

45. táblázat. Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára a gyomok hajtásában, ill. a kukoricalevélben virágzás elején

(1)		(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Vizsgált elem		0	90	270	810	SzD _{5%}	Kezelés
<i>A. Gyomok hajtásában (júl. 8-án)</i>							
N	%	4,11	3,82	3,62	3,57	0,44	Mo, Ni
K	%	4,13	3,92	3,50	3,61	0,18	a) Átlag
Ca	%	3,70	3,67	3,40	3,35	0,36	a) Átlag
Mg	%	1,06	1,07	0,98	1,02	0,07	a) Átlag
NO ₃ -N	%	0,86	0,56	0,59	0,51	0,18	Al, Ni, Se
P	%	0,36	0,40	0,43	0,50	0,07	Sr
Fe	ppm	252	581	728	1300	394	Ni, Al
Na	ppm	148	245	186	246	65	Se, Sr
Mn	ppm	105	114	103	105	10	a) Átlag
B	ppm	26	24	24	21	4	Mo, Ni
Co	ppm	0,04	0,08	0,37	1,27	0,38	Mo, Ni, Ba
<i>B. Levél virágzás elején (aug. 8-án)</i>							
N	%	2,78	2,60	2,51	2,45	0,21	Cr, Se
K	%	1,08	0,96	0,92	0,77	0,17	Se
Ca	%	0,58	0,62	0,60	0,57	0,03	a) Átlag
Mg	%	0,48	0,52	0,53	0,57	0,07	Se
P	%	0,35	0,35	0,35	0,36	0,03	a) Átlag
NO ₃ -N	%	0,19	0,16	0,13	0,11	0,07	Cu
NO ₃ -N	%	0,19	0,20	0,28	0,34	0,07	Mo
Fe	ppm	80	84	82	82	5	a) Átlag
Mn	ppm	72	62	62	55	22	Zn
Na	ppm	36	37	37	35	5	a) Átlag
B	ppm	3	3	3	3	1	a) Átlag

Kukoricalevélben Co méréshatár alatt. Élettani optimumok a levélben virágzás kezdetén: N = 2,5–4,0 %; P = 0,3–0,5 %; K = 1,7–3,0 %; Ca = 0,2–1,0 %; Mg = 0,2–0,6 %; Fe = 20–250 ppm; Mm = 20–200 ppm; B = 6–25 ppm (Bergmann & Neubert, 1976)

Table 45. Effect of the treatments on the contents of essential elements in the weed shoots and maize leaves at flowering. (1)–(4): see Table 44. A. Weed shoots on July 8. B. Leaves at the beginning of flowering on Aug. 8. Note: Co below the detection limit in the maize leaves. Physiological optimum in the leaves at the beginning of flowering.

Csapvizes gyors lemosás hatása a levelek összetételére

1991. szept. 22-én párhuzamos átlagmintákat vettünk a maximális terhelésű, 810 kg/ha adaggal kezelt parcellák állományából a középtáji előregedő leveleket felhasználva. A levelek egyik felét mosatlanul készítettük elő analízisre, míg a másik 20–20 levelet az udvari csap alatt portlanítottuk gyors öblítéssel, erős vízszugár alatt. A növényre rakódó por/talaj közismerten torzíthatja a laborvizsgálatok eredményeit, ill. nem dönthető el, hogy az adott elem beépült-e a növényi szövetekbe (ténylegesen felvett), vagy csupán a külső ráakódás (szennyezés) következménye.

46. táblázat. Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára a szemen és szárban a kukorica betakarításakor 1991. nov. 25-én

(1) Vizsgált elem		(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Kezelés
		0	90	270	810		
A. Szemben							
N	%	1,15	1,20	1,24	1,21	0,05	a) Átlag
P	%	0,18	0,21	0,25	0,27	0,06	Sr, Cu
K	%	0,15	0,15	0,16	0,16	0,02	a) Átlag
NO ₃ -N	%	0,05	0,05	0,05	0,05	0,01	a) Átlag
Mg	ppm	776	771	841	844	64	a) Átlag
Ca	ppm	87	81	767	1042	623	Sr
Fe	ppm	18	14	16	12	5	Cu, Ni
Na	ppm	10	16	27	25	9	Mo
Mn	ppm	4	5	4	5	2	Mo
B	ppm	0,35	0,64	0,67	0,78	0,32	Cr, Mo
Co	ppm	<0,04	0,30	0,56	0,67	0,22	Cr
B. Szárban							
N	%	0,85	0,88	0,85	0,87	0,03	a) Átlag
Ca	%	0,40	0,57	0,60	0,65	0,09	Cr
K	%	0,28	0,21	0,20	0,17	0,07	Cr, Se
Mg	%	0,24	0,26	0,29	0,31	0,04	Cd, Cu
NO ₃ -N	%	0,16	0,17	0,16	0,16	0,01	a) Átlag
P	%	0,08	0,08	0,08	0,08	0,02	a) Átlag
Fe	ppm	462	508	1058	1377	529	Cr
Mn	ppm	76	112	124	118	20	Cr
Na	ppm	22	32	31	31	6	Cr
B	ppm	3	3	3	3	1	a) Átlag

Co a szárban mérés határ alatt

Table 46. Effect of the treatments on the contents of essential elements in the grain and stalks of maize at harvest Nov. 25, 1991. (1)–(4): see Table 44. A. In the grain. B. In the stalks. *Note:* Co below the detection limit in the stalks.

A 47. táblázat adatai szerint a vizsgált 21 elemből mosás hatására igazolhatóan csökkent 7 elem koncentrációja: Ba, Cd, Cr, Hg, Mo, Pb, Se. Nőtt viszont 24 %-kal a Zn-, valamint 348 %-kal a Na-mennyiség a mosást követően, mely elemeket a csapvíz nagyobb mennyiségben tartalmazta. Összességében tehát akkor javasolható a portalanítás ilyen módja, amikor hosszabb száraz periódus után földközeli vagy földön fejlődött növényi részeket mintázunk, melyek talaj-jal szennyeződhetnek. Fontos, hogy az öblítés valóban gyors és rövid idejű legyen, mert részben az elemek kimosódhatnak a növényi szövetekből. Másrészről fontos a mosáshoz használt víz összetételének (tisztaságának) ismerete, hiszen a vizsgálandó minták a vízzel is szennyeződhetnek. Általában célszerű a mosást elkerülni és a pormentes (esetleg mechanikai úton portalanított) növényminták vételét előnyben részesíteni.

47. táblázat. Csapvizes gyors lemosás hatása az előregedő középtáji kukoricalevél összetételére 1991. szept. 22-én a 810 kg/ha kezelésben

(1) Vizsgált elem	(2) 810 kg/ha terhelés 1991 tavaszán			(6) SzD _{5%}	(7) Változás szignifikáns
	(3)Kontroll	(4)Lemosott	(5)Lemosott %		
<i>A. Kísérletben adagolt elemek, mg/kg</i>					
Al	83,2	59,0	71	31,1	
As	0,0	0,0	-	-	
Ba	53,1	42,1	79	7,2	+
Cd	4,5	2,8	62	0,4	+
Cr	3,8	2,1	55	0,2	+
Cu	12,2	12,6	103	3,7	
Hg	5,7	4,4	77	1,2	+
Mo	1064,1	944,2	93	59,0	+
Ni	0,1	0,1	100	0,1	
Pb	7,6	6,9	91	0,7	+
Se	60,0	51,6	86	7,8	+
Sr	59,8	46,5	78	31,7	
Zn	75,0	93,0	124	8,9	+
<i>B. Egyéb esszenciális elemek</i>					
Ca %	1,17	1,22	104	0,06	
Mg %	0,80	0,81	101	0,05	
K %	0,69	0,76	110	0,03	
P %	0,21	0,21	100	0,03	
Mn ppm	177	171	97	17	
Fe ppm	98	97	99	16	
Na ppm	42	146	348	10	+
B ppm	3	3	100	1	

Table 47. Effect of rapid rinsing with tap water on the composition of aging maize leaves from the middle of the plant on Sept. 22, 1991 in the 810 kg/ha treatment. (1) Element studied. (2) Treatment, 810 kg/ha in spring 1991. (3) Control. (4) Rinsed. (5) % rinsed. (6) LSD_{5%}. (7) Significant change. A. Elements applied, ppm. B. Other essential elements.

Összefoglalás

– 4–6 leveles korban fitotoxikusnak bizonyult az Al-, Cr-, Cu-, Mo-, Ni- és Se-sókkal való kezelés. A hajtás tömegét elsősorban a Cr és Mo, míg a gyökérét a Cu és Ni csökkentette. A mérgezéssel együtt nőtt a növények szárazanyag %-a. Az uralkodó Chenopodium és Amaranthus gyomfajokra erősen pusztító hatású volt a nagyobb Cr- és Se-sóterhelés.

– Az aratáskori szem és szár termésében az extrém Cr-terhelés 80, a Mo- és Se-40–50, míg az Pb-terhelés 20–30 % csökkenést okozott. Toxicitását a Cu és Ni elvesztette, megkötődött a talajban. Az AlCl₃-sóból a toxikus Cl⁻ kimosódott. A Cr- és Se-terheléssel csökkent a növények magassága, tőszáma, a termő tövek száma, 1000-mag tömege, növényenkénti szem és szár tömege.

– Csíráztatási vizsgálataink szerint a magtermés genetikai értéke csökkent. Az extrém Se-terhelésnél 2-, a Ba- és Mo-terhelésnél 3-, míg a Cr-kezelésben 5-szörösére nőtt a rothadt csírák aránya. A maximális Cr-terhelésnél tehát 20 %-ra

zuhant a magtermés, melyből 35 % csírázott, azaz mindössze 7 % hozott életképes utódokat a csíráállapotban.

– Általában a gyökér több elemet akkumulált mint a hajtás. Az Al, As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb a gyökérben maradt, ill. csak mérsékelt koncentrációt mutatott a hajtásban. Az uralkodó gyomok hajtásának összetétele szintén tükrözte a talaj szennyezettségét, a Ba és Sr nagyságrenddel nagyobb felvételt jelzett a gyomokban.

– A virágzáskori levelek átlagos elemtartalma drasztikusan lecsökkent a 4–6 leveles korú hajtáshoz viszonyítva. Az As, Cd, Cr, Hg és Ni koncentrációja a kimutathatósági határ alatt, ill. ppm-tartomány alatt maradt. A szemtermésben jelentős dúsulást csak a Mo, Se és Zn esszenciális elemek mutattak, míg a vegetatív szártermésben az akkumuláció gyakran egy nagyságrenddel kifejezettebb volt.

– Jelenlegi szabványaink szerint emberi fogyasztásra alkalmatlannak minősülhetne elsősorban a Mo- és Se-kezelésben termett mag lisztje, valamint állati takarmányozásra nem engedélyezhető az extrémebb dúsulások miatt a Ba-, Cd-, Cr-, Hg-, Mo-, Se- és Pb-szennyezett talajon termelt kukorica szára.

– A kukorica teljes föld feletti termésébe maximálisan az alábbi mennyiségű elemek épültek be g/ha-ban: Al 1548, Zn 543, Mo 352, Ba 269, Cd 201, Se 153, Sr 116, Cu 64, Pb 22, Ni 15, Hg 8, Cr 4, As 1 alatt. A felvétel elenyésző a szennyezéshez képest, a bioremediáció akár 4 évezredet is igényelhetne ilyen módon pl. az extrém Cd-terhelésnél.

- Elsősorban az erősen fitotoxikus Cr- és Se-terhelés nyomán a kukorica vegetatív részeiben csökken a N, P, K, ill. emelkedik a Ca, Fe, Mn elemek koncentrációja. A normális összetételhez viszonyítva a K-tartalom 1/3-ára esik vissza a 6-leveles hajtásban, levélben és a szárbán. Ilyen mérvű extrém K-hiány már önmagában is a növény pusztulását eredményezheti.

- A talaj-, ill. porszennyezés torzíthatja a növényanalitikai eredményeket. Véleményünk szerint mégis célszerű a lemosást elkerülni, ill. pormentes vagy mechanikai úton portalanított növénymintavételt előnyben részesíteni. Az öblítővíz elszennyezheti a mintákat, esetleg változhat a növény összetétele kilúgzással is.

Effect of Microelement Loads on a Maize Stand in 1991 (Summary)

A small-plot field experiment on microelement pollution, with maize as indicator plant, was set up in spring 1991 at the Experimental Station of the Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry in Nagyhörcsök on a calcareous chernozem soil formed on loess. The ploughed layer of the site contained around 5% CaCO₃ and 3% humus, while the nutrient supplies were very good for Ca and Mn, good for Mg and Cu, moderate for N and K, and poor for P and Zn. The groundwater depth was 15 m and the water balance of the area was negative, tending to drought.

In order to judge the effect of microelement soil pollutants on soil fertility and maize development, the salts of 13 elements were applied at four levels each prior to sowing in spring 1991. The 52 treatments were set up in a split-plot design with two replications on a total of 104 plots. The pollution levels were 0/30, 90, 270 and 810 kg/ha in the form of AlCl₃, NaAsO₂, BaCl₂, CdSO₄, K₂CrO₄, CuSO₄, HgCl₂, (NH₄)₆Mo₇O₂₄, NiSO₄, Pb(NO₃)₂, Na₂SeO₃ and ZnSO₄. The extremely high rates

served to model soil pollution levels. The major results of the first year can be summarized as follows:

- In the 4–6-leaf stage treatment with Al, Cr, Cu, Mo, Ni and Se salts proved to be phytotoxic. The shoot mass was reduced primarily by Cr and Mo and the root mass by Cu and Ni. The dry matter % of the plants increased with the degree of toxicity. Higher rates of Cr and Se salts had a very destructive effect on the dominant weed species, *Chenopodium* and *Amaranthus*.
- Extremely high rates of pollution caused a reduction in the grain and stalk yield at harvest of 80% for Cr, 40–50% for Mo and Se and 20–30% for Pb. Cu and Ni lost their toxicity as they became bound to the soil. The toxic Cl (from the AlCl_3) was leached. As the result of Cr and Se pollution there was a reduction in plant height, plant number, the number of plants producing ears, the 1000 kernel mass and the grain and stalk mass per plant.
- Germination tests indicated a decrease in the genetic value of the seed yield. The proportion of rotten germs was twice as great after extreme Se pollution, three times as great after Ba and Mo pollution and 5 times as great in the Cr treatments. This meant that the seed yield was reduced to 20% at the highest Cr rate, 35% of which germinated, leading to a total yield of 7% viable progeny in the seedling stage.
- In general the roots accumulated larger quantities of the elements than the shoots. The Al, As, Cd, Cr, Hg, Ni and Pb remained in the roots or only appeared in the shoots at low concentrations. The composition of the shoots in the dominant weeds also reflected the soil pollution; the uptake of Ba and Sr was an order of magnitude higher in the weeds.
- The mean element contents of the leaves at flowering exhibited a drastic reduction from that at the 4–6-leaf stage. The concentrations of As, Cd, Cr, Hg and Ni was below the detection level or below the ppm range. Only the essential elements Mo, Se and Zn exhibited a high degree of accumulation in the grain yield, while the accumulation was often an order of magnitude greater in the vegetative stalk yield.
- The present standards would classify the flour of grain produced in the Mo and Se treatments as unfit for human consumption, while the stalks of maize grown on soil polluted with Ba, Cd, Cr, Hg, Mo, Se and Pb would be unsuitable as fodder due to the greater accumulation in the stalk.
- The maximum quantities of elements which became incorporated in the whole aboveground yield of the maize were as follows (in g/ha): Al 1548, Zn 543, Mo 352, Ba 269, Cd 201, Se 153, Sr 116, Cu 64, Pb 22, Ni 15, Hg 8, Cr 4 and As <1. Uptake is negligible compared to the degree of pollution, so bioremediation could take up to 4000 years, for example in the case of extreme rates of Cd pollution.
- There was a reduction in the concentration of N, P and K and an increase in that of Ca, Fe and Mn in the vegetative organs of maize, especially after treatments with the intensely phytotoxic elements Cr and Se. Compared to the normal composition the K content dropped to a third in the shoots, leaves and stalks of plants in the 6-leaf stage. Such an extreme K deficiency is sufficient in itself to kill the plants.
- Soil or dust pollution may distort the results of plant analysis. Nevertheless, it is advisable to avoid rinsing the leaves, and to use dust-free plants or to remove the dust mechanically, since the rinsing water itself may contaminate the samples or change the composition of the plant through leaching.

Mikroelem-terhelés hatása a sárgarépara 1992-ben

A sárgarépa fajtája a Vörös óriás, melynek vetésére 1992. ápr. 8-án került sor. A gyomfelvételezés, első bonítálás és gyommintavétel jún. 9. és 11. között történt. A lombot jún. 29-én a gyökérképződés előtti stádiumban megmintáztuk, majd a betakarításkor (okt. 7-én) lomb- és gyökérmintavételt végeztünk nettó parcellánként 40–40 db növény felhasználásával. A megmaradt teljes gyökértermést átadtuk az Állatorvostudományi Egyetem Takarmányozástani Tanszékének nyúletetési kísérletek céljaira. A nettó parcella mérete 6 fm x 6 sor = 36 fm = 18 m²-t tett ki, a sor x tőtávolság 50 x 10 cm, a vetés mélysége 2–3 cm volt. Megemlítjük, hogy betakarítás előtt a gyökerek számát és súlyát egyaránt meghatároztuk nettó parcellánként.

A száraz tavaszon a répa kelése elhúzódott és csak máj. 10-e körül fejeződött be. A Cr- és Se-kezelésekben különösen vontatott volt a növénykékelése, részleges pusztulással. Az aszályos 1992. esztendő összességében nem kedvezett a sárgarépa fejlődésének. A sokéves átlaghoz viszonyítva 1992-ben 119 mm-rel kevesebb eső hullott és szárazság lépett fel, mely a június hó kivételével az egész évet jellemezte.

A gyomosodás és a korai lombtermés vizsgálata

A gyomok és a sárgarépa együttesen 40–60 % közötti talajfedettséget eredményezett jún. 9-én, mely a Cr-, Hg- és Se-terheléssel igazolhatóan csökkent. A sárgarépalomb ekkor, gyomirtás előtt, mindössze 3–5 % talajborításra volt képes. A maximális Cr- és Se-adagok teljes növénypusztulást eredményeztek, azaz e két elem sója totális gyomirtóként viselkedett. Az előforduló 5–6 gyomfaj közül döntően az *Amaranthus* és kisebb részben a *Chenopodium* fajok uralkodtak. Az *Amaranthus blitoides* %-os fedettségi arányát külön is értékeltük (48. táblázat).

Átlagosan 1–1 m² területen, parcellánként, gyommintákat vettünk a föld feletti hajtás felhasználásával és meghatároztuk azok összetételét. Ezt követően történt a kézi gyomirtás, majd jún. 29-én a sárgarépalomb mintavétele kb. 2,5 hónapos korban. A sárgarépa fejlődésének fontos fázisa a gyökérképződés kezdetének ideje. Az ekkor végzett lombanalízis adatai iránymutatóul szolgálhatnak a növény tápláltsági/szennyezettségi állapotának jellemzésére és részben előrejelezhetik a termés minőségének várható alakulását is. A gyomok és a répa hajtásának összetételét a 49. táblázatban tanulmányozhatjuk a kezelések függvényében.

A 49. táblázat adataiból látható, hogy a kétszikű gyomok a répalombhoz képest egy nagyságrenddel több Al és Cr elemet akkumuláltak és lényegesen (esetenként többszörösen) nagyobb az átlagos As-, Hg-, Ni-, Pb- és Sr-tartalmuk is. Az átlagos Mo- és Se-koncentrációk viszont a sárgarépa levelében nagyobbak.

48. táblázat. Toxikus kezelések hatása a sárgarépara és a gyomosodásra 1992. jún. 9-én

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	30	90	270	SzD _{5%}	Átlag
A. Gyom + sárgarépa borítottság, %						
Cr	63	55	9	0	29	32
Hg	49	33	8	4		24
Se	49	52	3	0		26
B. Gyomborítottság, %						
Cr	58	52	8	0	29	30
Hg	45	29	6	2		20
Se	46	49	2	0		24
C. Sárgarépa borítottság, %						
Cr	5	3	1	0	3	2
Hg	4	4	2	2		3
Se	3	3	1	0		2
D. Amaranthus blitoides, %						
Cr	50	32	0	0	29	21
Hg	32	21	3	1		14
Se	30	44	2	0		19
E. Zöld sárgarépalomb, t/ha*						
Cr	3,6	2,4	0,5	0	1,7	1,6
Hg	5,0	5,0	2,7	3,7		4,0
Se	4,0	4,6	2,7	0		2,8

* Mintavétel a gyomirtás után 2 héttel, 1992. jún. 29-én történt

Table 48. Effect of toxic treatments on the carrots and on the weed cover on June 9 1992. (1)–(4): see Table 34. A. Weed + carrot cover, %. B. Weed cover, %. C. Carrot cover, %. D. *Amaranthus blitoides*, %. E. Green carrot foliage, t/ha. Note: Sampling 2 weeks after herbicide treatment, on June 29 1992.

A kezeletlen talajon az As, Cd, Hg, Mo és Se elemek 0,1 ppm körüli értéken maradtak a gyomok hajtásában és a sárgarépalombban egyaránt. Összességében az is megállapítható, hogy a talajterhelés mértékét az uralkodó kétszikű gyomok is jelezni képesek, amennyiben a szennyezés összetételükben tükröződik, esetenként kifejezettebben mint a répa levelében. A répa és a gyomok hajtásában nagyságrendi vagy több nagyságrendbeli dúsulást azon elemek mutattak, melyek csak nyomokban fordulnak elő a szennyezetlen növényekben (As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Se).

A sárgarépa gyökér- és lombtermésének vizsgálata betakarításkor

Az aszályos év eredményeképpen kicsi terméseket kaptunk. A friss gyökér tömege 14–18 t/ha, a lomb tömege 4–5 t/ha között ingadozott a kezeletlen talajon. A gyökér átlagosan 18 %, a lomb 30 % légszáraz anyagot tartalmazott. Az összes légszáraz hozam 1,3 t/ha lomb + 2,7 t/ha gyökér = 4 t/ha mennyiséget jelentett. A lomb/gyökér tömegarány nem változott érdemben a kezelések függvényében. Mérsékelt termésdepressziót jelzett a maximális adagú As-kezelés, közepesen toxikusnak mutatkozott a higany, míg a króm és szelén nagyobb terhelése a répa teljes állományának pusztulásához vezetett (50. táblázat).

49. táblázat. Kezelések hatása a gyomok és a sárgarépa hajtásának összetételére

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Légszáraz gyomhajtás jún. 11-én, mg/kg</i>						
Al	404	321	796	482	565	533
As	<0,4	<0,4	0,5	4,6	2,0	1,3
Ba	24,4	38,6	66,0	124	25,0	63,1
Cd	0,1	16,2	17,8	18,6	1,3	13,2
Cr	0,2	4,5	10,8	-	1,5	5,1
Cu	8,2	9,5	12,4	23,0	3,5	13,3
Hg	<0,1	12,5	22,0	23,4	5,7	12,0
Mo	<0,04	146	286	550	43	245
Ni	1,4	7,9	10,5	19,2	2,7	9,8
Pb	0,9	3,4	4,2	5,2	2,5	3,4
Se	<0,6	40,8	56,4	-	15,5	24,3
Sr	161	244	382	578	63	401
Zn	29,4	43,6	72,4	124	10,2	68,1
<i>B. Légszáraz sárgarépalomb jún. 29-én, mg/kg</i>						
Al	33,0	40,0	27,8	30,2	31,2	32,7
As	<0,4	<0,4	<0,4	1,3	1,0	0,4
Ba	35,4	56,0	79,7	148	17,4	79,9
Cd	0,1	7,8	11,4	18,8	4,1	9,5
Cr	0,1	0,4	-	-	0,2	0,2
Cu	7,5	10,2	8,5	10,6	5,2	9,2
Hg	<0,1	<0,1	5,0	8,8	1,6	3,4
Mo	<0,04	441	830	1567	446	710
Ni	0,2	2,2	4,6	6,7	1,2	3,4
Pb	0,2	0,8	0,8	4,2	3,0	1,5
Se	<0,6	103	161	-	81	66,1
Sr	99,7	142	194	280	40,3	179
Zn	28,6	49,0	88,4	149	19,5	78,9

Megjegyzés: - A növényzet kipusztult

Table 49. Effect of the treatments on the composition of the weeds and the carrot shoots. (1)–(4): see Table 34. A. Air-dry weed shoots, June 11, mg/kg. B. Air-dry carrot foliage, June 29, mg/kg. Note: - the vegetation died.

Ugyanakkor figyelemre méltó, hogy a 13 vizsgált elemből csak 4 okozott bizonyíthatóan károsodást a répában ezen a talajon. Olyan közismerten mérgezőnek tekintett szennyező nehézfémek, mint a kadmium, réz, molibdén, nikkel, ólom és cink nem, vagy alig csökkentették a gyökér és a lomb termését az extrém terhelés ellenére. A négy toxikus elem depresszív hatása elsősorban az egyedszám mérséklésében nyilvánult meg. A növényképek pusztulása már a kelés idején megfigyelhető volt. E téren a Cr(VI) bizonyult a leginkább mérgezőnek, a 90 kg/ha terhelésnél az egyedszám a felére zuhant. A gyökerek átlagos tömege 80–100 g/db körül alakult a kezeltetlen parcellákon és kezelés hatására nem módosult egyértelműen. A korán kiritkult állomány részben a megmaradt egyedek

növekedésének kedvezett, hiszen az élettér megnőtt. Ez a tendencia a Hg- és Se-kezelésekben nyilvánult meg a terhelés 270 kg/ha szintjéig (50. táblázat).

50. táblázat. Kezelések hatása a sárgarépa gyökértermésére betakarításkor 1992. okt. 7-én

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Friss gyökértömeg, t/ha						
As	17,6	15,1	19,0	13,3	4,8	16,2
Cr	13,0	7,1	<0,1	<0,1		5,0
Hg	15,5	15,3	13,8	10,8		13,8
Se	14,0	14,4	7,2	<0,6		8,9
B. Gyökér, 1000 db/ha						
As	174	164	184	112	57	158
Cr	170	77	<0,1	<0,1		62
Hg	190	152	96	136		144
Se	162	129	62	<0,6		88
C. Friss gyökér, g/db						
As	101	92	103	118	33	104
Cr	76	92	<0,1	<0,1		84
Hg	98	100	143	79		105
Se	79	112	116	<0,6		102

Megjegyzés: A gyökér átlagosan 18 %, a lomb 30 % légszáraz anyagot tartalmazott. A lomb friss tömege 4–5 t/ha mennyiséget ért el átlagosan

Table 50. Effect of the treatments on the root yield of carrot at harvesting Oct. 7 1992. (1)–(4): see Table 34. A. Fresh root mass, t/ha. B. Carrots, 1000/ha. C. Fresh root, g/carrot. Note: The carrots contained an average of 18% air-dry matter and the foliage 30%. The fresh mass of the foliage averaged 4–5 t/ha.

A betakarításkori lomb és gyökér elemtartalmának változását az 51. táblázat közli. A táblázat adatai szerint a lombban mérsékelt akkumulációt mutat az alumínium, bárium, króm, réz, stroncium és cink, bár esetenként néhány-szoros koncentráció-növekedés is előállhat. Bár nagyságrendi a dúsulás, 10 ppm körüli maximumon maradt az arzén, kadmium, nikkel és ólom. Ezen elemek mozgása tehát erősen korlátozott a talaj–növény rendszerben kísérleti körülményeink között. A higany elérte a kereken 17, míg a molibdén a 434 ppm értéket. Meg-emplíthető, hogy a jún. 29-én vett lomb kereken 9 ppm Hg-, 161 ppm Se- és 1567 ppm Mo-koncentrációt jelzett. A lomb szennyezettsége tehát nőtt a korral a higany, ill. mérséklődött a szelén és molibdén esetében.

A gyökér egy nagyságrenddel kevesebb Al-ot tartalmaz és jelentősen kisebb az átlagos As-, Ba-, Cd-, Cr-, Mo-, Ni-, Sr- és Zn-koncentrációja is. A réz átlagos mennyisége közel álló a föld alatti és a föld feletti növényi szövetekben, míg a Hg-akkumuláció a gyökérben kifejezettebb. Összességében megállapítható, hogy a gyökér kevésbé szennyeződik, genetikailag védettebb. Az As- és a Cr- mérgezés szinte abszurdnak tűnik a gyökérelemzés alapján,

hiszen a gyökerekben ezek a szennyezők ki sem mutathatók. Mérsékeltén dúsul a többi elem is, (pl. a Cd, Ni, Pb). Utóbbi elemek abszolút tartalma ugyan kicsinek tűnik, de ez valójában nagyságrendi dúsulásokat takar és a terméket emberi vagy állati fogyasztásra már alkalmatlanná teheti (51. táblázat).

51. táblázat. Kezelések hatása a sárgarépa összetételére betakarításkor

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Légszáraz lomb 1992. okt. 7-én, mg/kg						
Al	400	457	466	800	345	531
As	<0,4	<0,4	0,9	3,6	1,2	1,2
Ba	88,0	99,1	115	131	7,4	108
Cd	<0,02	2,9	6,6	11,2	1,8	5,2
Cr	0,5	4,0	-	-	0,6	2,2
Cu	5,1	7,1	8,0	17,4	2,0	9,4
Hg	<0,1	1,2	9,3	16,9	4,4	6,8
Mo	<0,04	117	269	434	33	205
Ni	0,7	1,8	4,3	11,9	1,5	4,6
Pb	0,8	3,1	5,3	7,8	3,1	3,9
Se	<0,6	38,2	64,1	-	15,0	34,1
Sr	130	182	216	340	41,5	217
Zn	15,0	26,8	30,5	83,3	15,1	38,9
B. Légszáraz gyökér 1992. okt. 7-én, mg/kg						
Al	32,0	29,7	35,2	31,1	16,7	32,0
As	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
Ba	17,2	21,9	21,6	26,9	4,8	21,9
Cd	<0,02	3,1	5,4	5,8	0,7	3,6
Cr	<0,1	0,2	-	-	0,3	0,1
Cu	7,9	10,4	10,4	12,3	3,7	10,2
Hg	<0,1	0,5	13,4	23,8	7,4	9,1
Mo	<0,04	20,6	54,5	99,3	18,9	43,6
Ni	0,3	1,7	2,2	3,1	1,2	1,9
Pb	0,5	3,6	4,1	4,1	2,3	3,1
Se	1,0	32,8	62,9	-	6,8	32,2
Sr	20,1	25,3	24,7	37,2	12,0	26,8
Zn	18,2	19,5	23,4	34,3	4,8	23,8

Megjegyzés: - A növény kipusztult

Table 51. Effect of the treatments on the composition of carrot at harvesting. (1)–(4): see Table 34. A. Air-dry foliage, Oct. 7 1992, mg/kg. B. Air-dry roots, Oct. 7 1992, mg/kg. Note: - the plant died.

Emlékeztetőül: A 8/1985. (X.21) EüM rendelet friss vagy fagyasztott zöldségre az alábbi maximális tartalmakat engedélyezi: Hg 0,01, Cd 0,03, Pb 0,3, As 0,5 mg/kg. A gyökér 18 % körüli légszárazanyag-tartalmát alapul véve és az 51. táblázat adatait öttel osztva becsülhető a termés szennyezettsége, ill. fogyasztásra való alkalmassága. A rendelet más elemekre hasonló orientáló határértékeket nem

közül. A fentiek alapján megállapítható, hogy az As-terhelés nem eredményezett As-szennyezést a gyökérben. A higany gyökérben mért maximális értékei azonban 4-5000-szeresen meghaladhatják az engedélyezettet. Az ólom esetében maximálisan 2–3-szoros túllépés következne be, míg a Cd esetén 40–50-szeres. Az elmondottakon túlmenően mérgezőnek és élettanilag elfogadhatatlannak minősíthető a sok ezerszeresére nőtt Mo- és Se-tartalom a gyökérben. Mindkét elem esszenciálisnak minősül az állatvilág és az ember számára, hiperakkumulációjuk külön figyelmet érdemel e talajon.

Az 52. táblázatban a fiatal gyom és répa hajtásának, valamint a betakarításkori répalomb és -gyökér átlagos elemösszetételének számos tanulsággal szolgáló adatait mutatjuk be szennyezetlen talajon. A gyomok hajtása a hasonló korú répa hajtásához képest kitűnik nagyobb N-, Ca-, K-, Mg-, P-, Fe-, Al- és Sr- tartalmával. A répákra jellemzően kiugró viszont a Na-akkumuláció a sárgarépa terméseiben. A korai répalomb adatainak értelmezéséhez lábjegyzetben feltüntettük a hozzávetőleges irodalmi optimumokat az esszenciális elemekre *Bergmann és Neubert (1976)* összeállítása nyomán. Az aszályos 1992. évben viszonylag nagy N-, NO₃-N-, S-, Ca- és Na-tartalmakat mértünk, a növényi szövetek betöményedtek, míg a Zn- és Mo-tartalom az irodalmi optimum alatt maradt.

A korai és a betakarításkori lombelemezést összevetve látható, hogy az el-öregedő lombban drasztikusan csökken a K-, P-, S-, Na-, Zn- és B-koncentráció. Az öregedés elemei viszont a Ca, Mg, Fe, Mn, Al, Sr, Ba, valamint a nyo-mokban kimutatható elemek (mint a Ni, Pb, Cr), bár meghatározásuk némi bizonytalansággal terhelt. A betakarításkori lomb és gyökér összetételét tekintve kiemelhető a gyökér mérsékelt N-, NO₃-N-, Ca-, Mg-, S-, Fe-, Al-, Mn-, Sr- és Ba-készlete. Dúsabb viszont K, P, Na, Cu és Se elemekben (52. táblázat).

Kezelések hatása a sárgarépa gyökerének minőségére

A sárgarépa kiváló étrendi hatású gyökérzöldség és állati takarmány jelentős karotintartalommal, mely A-vitamin forrásul szolgálhat. Kérdés, vajon némely esszenciális elem, mely szennyezőként felhalmozódik a gyökérben, mennyiben befolyásolja a karotinoidok mennyiségét és összetételét? A Központi Élelmiszeripari Kutatóintézet Lipidkémiai Laboratóriumában elvégeztük a Mo-, Se- és Zn-kezelésekben termelt friss répagyökerek elemzését. Az elemzések céljára parcellánként 20–20 gyökeret választottunk (3 elem x 4 terhelési szint = 12 kezelés x 2 ismétlés = 24 parcella).

A karotinoidok vizsgálata előtérbe került sokoldalú biológiai funkciójukból eredően. Az újabb kutatások szerint ezek az anyagok nemcsak a fotoszintézist segítik elő a fény abszorpciójával és a fényenergia szállításával, hanem a klorofill oxidatív károsodása ellen is védelmet nyújtanak. Együtt képződnek a klorofillal és, mint antioxidánsok (H⁺ donorok), a telítetlen zsírsavakra is hatnak. Ezek a pigmentek zsírban oldódnak. A béta-karotin szimmetrikus felépítésű és így optikailag inaktív. Széthasítva két A-vitamint képezhet. Az alfa-karotin aszimmetrikus, optikailag aktív, a polarizált fényt jobban forgatja, de 50 %-kal kevesebb A-vitamin forrást jelent (*Biacs et al., 1995*).

52. táblázat. A légszáraz gyom és a sárgarépa átlagos összetétele szennyezetlen talajon

(1) Elem jele	(2) Gyom hajtás* jún. 11-én	(3) Sárgarépalomb		(4) Srépa gyökér okt. 7-én
		jún. 29-én	okt. 7-én	
N, %	4,00	3,47	3,48	1,95
NO ₃ -N, %	0,10	0,87	0,88	0,13
Ca, %	3,86	3,15	4,99	0,35
K, %	4,10	2,51	0,42	1,24
Mg, %	0,86	0,57	0,73	0,21
P, %	0,52	0,37	0,14	0,35
S, %	0,34	0,55	0,32	0,18
Fe, mg/kg	823	113	633	58
Al, mg/kg	404	33	400	32
Na, mg/kg	170	4800	3090	6610
Mn, mg/kg	101	145	181	19
Sr, mg/kg	161	85	130	20
Zn, mg/kg	29	39	15	18
Ba, mg/kg	24	37	88	17
B, mg/kg	21	36	23	17
Cu, mg/kg	8	8	5	8
Co, mg/kg	0,5	<0,04	0,4	0,3
Ni, mg/kg	1,4	0,2	0,7	0,3
Pb, mg/kg	0,9	0,3	0,8	0,5
Cr, mg/kg	0,2	0,1	0,5	<0,1
Se, mg/kg	<0,6	<0,6	<0,6	1,0

Megjegyzés: Az As-, Cd-, Hg- és Mo-koncentráció 0,1 mg/kg körül vagy alatt maradt.

A sárgarépalomb optimális összetétele jún. 29-én gyökérképződés előtt *Bergmann és Neubert (1976)* szerint: N = 2–3 %, NO₃-N = 0,1–0,3 %, P = 0,2–0,4 %, K = 2,5– 3,5 %, Ca = 1,5–3,5 %, Mg = 0,4–0,5 %, B = 30–200 ppm, Cu = 7–9 ppm, Fe = 120–300 ppm, Mn = 70–200 ppm, Mo = 0,5–1,5 ppm, Zn = 50–200 ppm.

* Uralkodó gyomfaj: *Amaranthus blitoides*, *Chenopodium album*

Table 52. Mean composition of air-dry weeds and carrots on unpolluted soil. (1) Element. (2) Weed shoot, June 11. (3) Carrot foliage, June 29 and Oct. 7. (4) Carrot root, Oct. 7. Note: The concentrations of As, Cd, Hg and Mo were around or below 0.1 mg/kg. According to *Bergmann and Neubert (1976)*, the optimum composition of carrot foliage on June 29 prior to root formation is: N = 2–3 %, NO₃-N = 0.1–0.3 %, P = 0.2–0.4 %, K = 2.5–3.5 %, Ca = 1.5–3.5 %, Mg = 0.4–0.5 %, B = 30–200 ppm, Cu = 7–9 ppm, Fe = 120–300 ppm, Mn = 70–200 ppm, Mo = 0.5–1.5 ppm, Zn = 50–200 ppm. *Dominant weed species: *Amaranthus blitoides*, *Chenopodium album*.

Amint az 53. táblázatban látható, a gyökér viszonylag gazdag karotinoidokban, különösen a béta-karotin mennyisége számottevő. Mennyiségét a Mo-terhelés nem befolyásolta érdemben. Az extrém Se- és Zn-terhelés nyomán nőtt a koncentrációja a gyökér szöveteiben. Hasonló tendenciát mutat az alfa-karotin és a lutein is, így az összes karotinoidok készlete emelkedő a Se- és Zn-adagokkal. Az extrém Mo-túlsúly ugyanakkor átlagosan mintegy 20 %-kal mérsékelte mind a béta- és alfa-karotin, mind a lutein mennyiségét, így az összes karotinoidok készletét is. Összefoglalóan megállapítható, hogy a mikroelemek túlsúlya, a szennyezés

nemcsak a termés mennyiségét, ásványi összetételét változtathatja meg, hanem tükröződhet a termék egyéb minőségi jellemzőin is.

53. táblázat. A Mo-, Se- és Zn-terhelés hatása a sárgarépa gyökerének karotinoid-tartalmára, mg/kg friss anyagban 1992. okt. 7.-én

Talajminta: mg/kg fűsz anyagban 1992. okt. 7.-én						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Béta-karotin</i>						
Mo	56	61	56	47	16	55
Se	55	64	75	66		65
Zn	54	57	79	71		65
<i>B. Alfa-karotin</i>						
Mo	35	43	38	28	14	36
Se	35	37	39	51		40
Zn	34	38	45	54		43
<i>C. Lutein</i>						
Mo	5,4	7,0	4,1	3,4	1,9	5,0
Se	5,2	5,4	6,0	6,3		5,7
Zn	5,0	5,6	6,5	9,2		6,6
<i>D. Összes karotinoid</i>						
Mo	96	109	98	79	23	96
Se	98	103	111	132		111
Zn	99	114	139	122		119

Table 53. Effect of Mo, Se and Zn loads on the carotenoid content of carrot roots, mg/kg fresh material on Oct 7 1992. (1)–(4):see Table 34. A.Beta-carotene. B.Alpha-carotene. C.Lutein. D.Total carotenoids.

A sárgarépa termésébe épült elemek mennyisége

A gyökér és a lomb termésébe épült elemek mennyiségéről az 54. táblázat nyújt áttekintést. A táblázat adatai iránymutatóul szolgálhatnak a divatos fitoremediáció témaköréhez, a talajtisztítás növények által történő végrehajtásához. A gyökér + hajtás együtt az alábbi maximális elem mennyiségeket vonta ki a talajból kísérleti körülményeink között: As és Cr: 3–6 g, Ni és Pb: 20–22 g, Cd: 36 g, Cu: 45 g, Hg: 75 g, Se: 140 g, Zn: 200 g, Ba: 280 g, Sr: 500 g, Mo: 700 g és Al: 1000 g/ha. A 810 kg/ha adaggal szennyezett talaj bioremediációjához tehát elvileg 810 kg:36 g = 22 500 esztendőre volna szükség. Nagyobb termésű és akkumulációs képességű növények esetén is hosszú évszázadokat jelenthetne az erősebben szennyezett területek ilyen módon való tisztítása. Problémát jelentene úgyszintén a szennyezett biomassza kezelése is, tehát ez az út csak kivételes körülmények között lehet reménykeltő. (Például enyhén szennyezett talajon hiperakkumulációra képes növényfaj termesztésével.)

A sárgarépa elemforgalmára vonatkozó adatainkat az 55. táblázatban foglaltuk össze. A mérések 25 tulajdonságra terjedtek ki a betakarításkori termés alapján, szennyezetlen talajviszonyok között. Az eredmények arra utalnak, hogy ha csak a gyökereket takarítjuk be, ill. a lombot a táblán leszántjuk, úgy a talaj csak mérsékelten szegényedik tápelemekben. Hasonló

termés esetén a gyökérterméssel mindössze 52 kg N, 33 kg K, 18 kg Na, 9 kg Ca és P, 5–6 kg körüli Mg és S távozik a tábláról ha-onként. Az esszenciális makroelemek közül a N közel fele, a Mg nagyobb része, a Ca csaknem 4/5-e a lombtermésben van.

54. táblázat. Kezelések hatása a sárgarépa elemfelvételére betakarításkor

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. Gyökérterméssel felvett, g/ha, 1992. okt. 7-én						
Al	86	84	96	79	43	86
As	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
Ba	50	62	67	85	22	66
Cd	<0,02	8	15	18	2	10
Cr	<0,1	<0,1	-	-	–	–
Cu	22	30	27	27	9	26
Hg	<0,1	1	26	56	4	21
Mo	<0,04	37	122	208	25	92
Ni	<0,2	5	6	7	4	5
Pb	1	4	6	11	4	6
Se	2	90	80	-	10	64
Sr	70	66	70	109	22	79
Zn	48	50	65	100	20	66
B. Lombterméssel felvett, g/ha, 1992. okt. 7-én						
Al	472	680	745	918	494	704
As	<0,4	<0,4	2	6	2	2
Ba	92	119	125	137	44	119
Cd	<0,02	4	8	18	3	8
Cr	1	3	-	-	1	2
Cu	7	11	11	19	4	14
Hg	<0,1	2	7	19	4	7
Mo	<0,04	111	294	476	32	220
Ni	<0,2	2	6	13	3	5
Pb	1	4	6	11	4	6
Se	<0,6	49	43	-	14	23
Sr	206	218	274	434	77	283
Zn	29	34	35	102	20	50

Megjegyzés: Az As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni és Se elemek felvett mennyisége 1 g/ha körüli mennyiséget tehet ki szennyezetlen talajon

Table 54. Effect of the treatments on the element uptake of carrots at harvesting, Oct. 7 1992. (1)–(4): see Table 34. A. Taken up by the root yield, g/ha., B. Taken up with the foliage yield, g/ha. Note: The quantities of As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni and Se absorbed was around 1 g/ha on unpolluted soil.

A mikroelemek esetén csak a Zn, B és Cu épült be nagyobb mennyiségben a gyökérbe, míg a Fe, Al, Mn, Sr, Ba elemeket döntően a lomb tartalmazza. A szaktanácsadás során, a tervezett termés tápelemigényének becslésekor a fajlagos, azaz a 10 t főtermés + a hozzá tartozó melléktermés elemigényével

számolunk. Adataink szerint a sárgarépa fajlagos igényét az alábbiakban jellemezhetjük: 53 kg N, 41 kg Ca, 21 kg K (25 kg K₂O), 12 kg Na, 8 kg Mg és 6 kg P (15 kg P₂O₅).

55. táblázat. A sárgarépa termésébe épült elemek átlagos és fajlagos mennyiségei szennyezetlen talajon betakarításkor, 1992. okt. 7-én

(1) Elem jele	(2) Mérték-egység	(3) Lomb-termésben	(4) Gyökér-termésben	(5) Összes termésben	(6) Fajlagos* elemigény
N	kg/ha	44,4	51,7	96,1	53
NO ₃ -N	kg/ha	11,0	3,4	14,4	8
Ca	kg/ha	63,7	9,3	73,0	41
Mg	kg/ha	9,4	5,6	15,0	8
K	kg/ha	5,3	32,9	38,2	21
S	kg/ha	4,1	4,8	8,9	5
Na	kg/ha	3,9	17,5	21,4	12
P	kg/ha	1,8	9,3	11,1	6
Fe	g/ha	807	154	961	534
Al	g/ha	510	85	595	331
Mn	g/ha	231	50	281	156
Sr	g/ha	166	53	219	122
Ba	g/ha	112	45	157	87
Zn	g/ha	19	48	67	37
B	g/ha	29	45	74	41
Cu	g/ha	6	21	27	15
Pb	g/ha	1,0	1,3	2,3	1,3
Ni	g/ha	0,9	0,8	1,7	0,9
Cr	g/ha	0,6	0,0	0,6	0,3
Co	g/ha	0,5	0,8	1,3	0,7
Se	g/ha	<0,2	2,6	2,6	1,4

Megjegyzés: 1,3 t/ha lomb, ill. 2,7 t/ha gyökér, azaz összesen 4 t/ha légszáraz hozammal számolva. Az As, Cd, Hg és Mo elemek felvett mennyisége feltehetően 1 g/ha körül vagy alatt. * Fajlagos elemigény: 10 t friss gyökértermés + a hozzá tartozó lombtermés elemigénye

Table 55. Mean and specific quantities of elements incorporated into the carrot yield on unpolluted soil at harvesting, Oct. 7 1992. (1) Element. (2) Unit. (3) In the foliage. (4) In the roots. (5) In the whole yield. (6) Specific element requirements. Note: Calculated for 1.3 t/ha foliage and 2.7 t/ha roots, i.e. a total of 4 t/ha air-dry yield. The quantities of As, Cd, Hg and Mo taken up were presumably below or around 1 g/ha. *Specific element requirements: element requirements of 10 t fresh carrots + the relevant foliage.

Összefoglalás

– Erősen fitotoxikusnak mutatkozott a króm és a szelén növekvő terheléssel, mely a répa és a gyomállomány teljes pusztulását eredményezte már fiatal korban. Mérsékelt toxicitást mutatott még az extrémebb As- és Hg-terhelés.

– Mind a répalomb és -gyökér, mind a gyomok hajtásában nagyságrendi vagy több nagyságrendi dúsulást azon elemek mutattak, melyek csak nyomokban fordulnak elő a szennyezetlen növényben: As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Se. Az uralkodó

Amaranthus és *Chenopodium* gyomfajok alkalmasak a talajszennyezettség jellemzésére.

– A répa gyökere emberi és állati fogyasztásra alkalmatlanná vált a Cd-, Hg-, Mo-, Se- és Pb-kezelésekben. A normális összetételtől való eltérés, ill. az élelmiszerszabvány határkoncentrációinak túllépése a maximális Hg-, Mo- és Se-terhelés nyomán több ezerszeres, a Cd esetén 40–50-szeres, az Pb esetén 2–3-szoros volt.

– A Se- és Zn-terhelés nyomán nőtt mintegy 20 %-kal a répagyökér karotin-tartalma, míg az extrém Mo-túlsúly hasonló arányú csökkenést eredményezett. A talajszennyezés a termés minőségét, szerves összetevőit is befolyásolhatja.

– A szennyezett talajon termelt répa gyökere és hajtása együtt mindössze 36 g/ha Cd-akkumulációra volt képes. Hasonló körülmények között a 810 kg/ha Cd-terhelés megszüntetése „bioremediációs” úton mintegy 22 ezer évet venne igénybe. Mivel az As- és Cr-felvétel pl. csak 3–6 g/ha közötti volt, ezen elemeknél a talajtisztítás már százezer év távlatába kerülhetne.

– A sárgarépa fajlagos tápelemigénye (10 t friss gyökértermés + a hozzá tartozó lomb összetétele alapján) az alábbiak adódott: 53 kg N, 41 kg Ca, 21 kg K (25 kg K₂O), 12 kg Na, 8 kg Mg, 6 kg P (15 kg P₂O₅). Adataink iránymutatóul szolgálhatnak a műtrágyázási szaktanácsadás számára.

Effect of Microelement Loads on the Yield of Carrots in 1992 (Summary)

The results of the second year are summarized below:

– Increasing doses of Cr and Se proved to be extremely phytotoxic, causing the complete destruction of both the carrot crop and the weed stand in the seedling stage. Higher rates of As and Hg also exhibited moderate toxicity.

– In both the foliage and roots of carrot and in the shoots of weeds the concentrations of elements present only in traces in unpolluted plants (As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni and Se) increased by an order or several orders of magnitude. The dominant weed species, *Amaranthus* and *Chenopodium* were suitable for the indication of soil pollution.

– The carrots became unfit for human or animal consumption in the Cd, Hg, Mo, Se and Pb treatments. The deviation from the normal composition, or from the concentration limits laid down in the food standards was several thousandfold after the maximum dose of Hg, Mo and Se, 40–50-fold for Cd and 2–3-fold for Pb.

– In the Se and Zn treatments there was an increase of some 20% in the carotene content of the carrots, while the extreme rate of Mo caused a decrease of a similar extent. Soil pollution also influenced the quality and organic components of the yield.

– The roots and shoots of carrots grown on polluted soil only accumulated a total of 36 g/ha Cd. This means that some 22,000 years would be required to eliminate 810 kg/ha Cd pollution through bioremediation. Since the uptake of As and Cr was only 3–6 g/ha, cleansing the soil from these pollutants would take something like a hundred thousand years.

– The specific nutrient requirements of carrot (in terms of 10 t fresh carrots + the relevant foliage) were found to be: 53 kg N, 41 kg Ca, 21 kg K (25 kg K₂O), 12 kg Na, 8 kg Mg, 6 kg P (15 kg P₂O₅). These data could serve as guidelines for the fertilization advisory service.

Mikroelem-terhelés hatása a burgonyára 1993-ban

A vetés ápr. 6-án, a betakarítás szept. 16-án történt Desirée fajtaival. A tenyészterület 50 x 25 cm sor x tőtávolságot jelentett a 3,5 x 6 = 21 m²-es parcellákon. Csak a belső 4-4 sort értékeltük ill. mintáztuk az oldalirányú áthordások elkerülése érdekében. (Hosszirányban 1-1 m-es utak védik, ill. szigetelik el a parcellákat egymástól.) A parcellák nettó értékelt területe 4 sor x 6 fm = 24 fm = 12 m² volt. Lombanalízisre virágzás kezdetén (jún. 14-én) és virágzás végén (júl. 12-én) került sor diagnosztikai céllal. A betakarítás idejére a lomb elszáradt és a talajjal keveredett, így a mintavételtől eltekintettünk.

Lombanalízis céljából 20–20 db felső, éppen kifejlett levélzetet vettünk nettó parcellánként (104–104 átlagminta). A gumótermés analízisére 20–20 db átlagos gumó/nettó parcella anyaga szolgált alapul (104 átlagminta). A megmaradt gumótermést átadtuk az Állatorvostudományi Egyetem Takarmányozástani Tanszékének etetési kísérletekre, melyet nyulakkal végeztek el.

A virágzáskori burgonyalomb vizsgálata

A máj. 20-án, ill. jún. 14-én végzett bonitálások szerint kifejezett toxicitást a Se- és a Cr-kezelés mutatott, míg az As- és a Hg-terhelés mérsékeltebb depressziót jelzett. Virágzás végén (júl. 12-én) a 20–20 db levél 12–14 g/parcella szárazanyag-tömeget adott a kezeletlen talajon. A lomb szárazanyag-tartalma 16–18 %-ról 21–22 %-ra nőtt az erősen mérgezett Se- és Cr-kezelésekben. A lomb itt elsárgult és kiritkult, ill. alacsony maradt. A növények vontatottan fejlődtek, később virágoztak, kisebb lombtömeget képeztek (56. táblázat).

A betakarításkori gumótermés átlagosan 18 % szárazanyagot tartalmazott, a szennyezetlen talajon 12–14 t/ha friss, ill. 2–2,5 t/ha légszárazanyag-hozamot adott. A száraz 1993. év nem kedvezett a burgonya termesztésének. A csapadékszegény 1992. évet követően 1993 tele és tavasza is vízhiánnyal zárult. Az I. negyedévben mindössze 29, míg a II. negyedévben 46 mm csapadék hullott 1993-ban. A tenyészidő egész ideje alatt (április–augusztus hónapokban) a csapadékösszeg 138 mm-t tett ki.

Megemlítjük, hogy a Cr- és Se-kezelésekben a gumó szárazanyag-tartalma 20–22 %-ra emelkedett. Összességében a maximális As-terhelés 29 %-os csökkenést okozott a 90 kg/ha kezeléshez viszonyítva, míg a kontrollon mért gumótermés 29 %-kal süllyedt a Hg-, 59 %-kal a Cr- és 88 %-kal a növekvő Se- mérgezés nyomán. A vizsgált 13 elem sójából tehát 4 mutatott fitotoxikus hatást ezen a talajon. Megfigyeléseink szerint az extrém Cr- és Se-adagolás 3. évi utóhatása nemcsak a burgonya termésének nagy részét semmisítette meg, hanem az előforduló kétszikű gyomokat is.

56. táblázat. Toxicitást jelző kezelések hatása a burgonya fejlődésére és termésére

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Bonitálás máj. 20-án állományfejllettségre*</i>						
As	4,0	4,0	4,5	3,5	1,1	4,0
Cr	4,0	4,0	3,5	2,5		3,5
Hg	4,0	3,0	3,0	2,5		3,1
Se	4,5	2,5	1,0	1,0		2,2
<i>B. Bonitálás jún. 14-én állományfejllettségre*</i>						
As	4,0	4,0	4,5	3,5	1,4	4,0
Cr	4,5	4,0	3,0	2,0		3,4
Hg	4,5	4,5	4,0	3,0		4,0
Se	5,0	4,0	1,5	1,0		2,9
<i>C. Légszáraz súly, g/20 db levél júl. 12-én</i>						
As	12	15	9	13	4	12
Cr	14	13	9	8		11
Hg	13	12	11	9		12
Se	13	12	8	8		10
<i>D. Levélzet szárazanyag %-a júl. 12-én</i>						
As	13	14	15	17	4	16
Cr	18	15	15	22		17
Hg	16	16	15	13		15
Se	18	16	17	21		8
<i>E. Friss gumótermés, t/ha, szept. 7-én</i>						
As	12,1	14,4	11,1	10,2	3,5	12,0
Cr	12,0	11,3	7,9	4,9		9,0
Hg	11,2	9,3	8,0	7,9		9,1
Se	12,5	10,5	3,8	1,5		7,1

* 1 = igen gyenge, 2 = gyenge, 3 = közepes, 4 = jó, 5 = igen jó fejlettségű állomány
 Megjegyzés: A gumó átlagosan 18 % szárazanyagot tartalmazott és a szennyezetlen talajon 2–2,5 t/ha szárazanyaghozamot adott

Table 56. Effect of toxicity-indicating treatments on the development and yield of potato. (1) Element. (2) Element load in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Scoring for stand development on May 20*. B. Scoring for stand development on June 14*. C. Air-dry weight, g/20 leaves on July 12. D. Foliage dry matter % on July 12. E. Fresh tuber yield, t/ha, on September 7. *1 = very poor, 2 = poor, 3 = moderate, 4 = good, 5 = very well developed stand. Note: The tubers had a mean dry matter content of 18% and gave a dry matter yield of 2.0–2.5 t/ha on unpolluted soil.

Az 57. táblázat adatai szerint a lomb átlagos mikroelem-tartalma virágzás elején nagyobbak mutatkoztak, mint a virágzás végén. Ez alól kivételt képez a króm, ólom és szelén, melyek akkumulációja folytatódott a levélben. A króm és szelén erős toxicitáshoz ez a jelenség is hozzájárulhatott. Általános azonban a hígulási effektus a tenyészidő folyamán, a növekvő termékkel. Mivel a Cr- és Se-mérgezés akadályozta a szárazanyag gyarapodását, a hígulási effektus nem érvényesülhetett. Az As-, Cd-, Cr-, Hg-, Mo- és Pb-koncentráció szennyezetlen talajon mindkét időpontban 0,1 mg/kg alatt maradt. Ami a dúsulásokat illeti, a kezelések nyomán megállapítható, hogy az Al-tartalom igazolhatóan nem változik. Néhányszorosára

nő a Ba-, Cu- és Zn-koncentráció. A nagyságrendi akkumuláció ellenére 10 ppm alatt marad az As- és Pb-tartalom. A Sr 5–10, a Se 200, a Mo és az egyébként 0,1 ppm alatti Cd, Cr, Hg valójában sokezer-szeres emelkedést jeleznek.

57. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz lombtermés összetételére, mg/kg

57. táblázat. Készletek hatása a káoszra az ömlesztettség összetételére, mg/kg						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Virágzás kezdetén, jún. 14-én</i>						
Al	89,0	92,0	78,8	96,8	20,0	89,0
As	<0,4	<0,4	0,1	3,0	0,5	0,8
Ba	11,0	15,0	13,7	45,8	4,9	21,4
Cd	<0,02	19,2	22,9	27,7	3,0	17,4
Cr	<0,1	0,5	3,5	12,2	0,8	4,0
Cu	8,0	15,0	19,0	23,0	2,9	16,2
Hg	<0,1	0,4	6,5	18,7	4,0	6,4
Mo	<0,04	71,0	236	357	13,4	166
Ni	0,7	7,8	15,2	18,8	4,9	10,6
Pb	<0,3	<0,3	1,0	0,7	0,6	0,4
Se	1,0	132	201	243	19,6	144
Sr	65,0	89,8	184	669	98,0	252
Zn	14,0	22,4	28,0	31,0	9,6	23,8
<i>B. Virágzás végén, júl. 12-én</i>						
Al	66,9	67,6	66,4	66,7	11,0	66,9
As	<0,4	<0,4	0,4	0,5	0,3	0,2
Ba	12,2	15,2	20,0	26,1	3,8	18,4
Cd	<0,02	12,6	17,2	25,0	2,0	13,7
Cr	<0,1	2,1	8,8	14,8	1,1	6,4
Cu	6,1	12,9	17,5	19,1	3,0	6,4
Hg	<0,1	0,5	4,6	9,9	1,0	3,8
Mo	<0,04	66,7	131	284	16,5	121
Ni	0,5	6,0	12,0	16,2	1,5	8,6
Pb	<0,3	<0,3	1,1	4,5	0,5	1,5
Se	1,0	154	208	253	23,2	158
Sr	77,2	127	134	419	26,8	189
Zn	9,1	15,8	18,6	27,6	4,4	17,8

Megjegyzés: Kontrolltalajon az As-, Cd-, Cr-, Hg-, Mo- és Pb-koncentráció 0,1 mg/kg alatt maradt
Table 57. Effect of treatments on the composition of the air-dry foliage yield, mg/kg. (1)–(4): see Table 56. A. At the beginning of flowering on June 14. B. At the end of flowering on July 12. *Note:* On the control soil the concentrations of As, Cd, Cr, Hg, Mo and Pb remained below 0.1 mg/kg.

A Se-mérgezés jelentős változásokat okozott az egyéb elemek levélbeni koncentrációjában virágzás elején és végén. Eredményeinket az 58. táblázatban foglaltuk össze. Virágzás kezdetén pl. statisztikailag is igazolhatóan süllyedt a NO₃-N-, K-, Ca- és Mg-tartalom, míg a S % emelkedett. Virágzás végén mérséklődött a N, NO₃-N, K, Ca és P %-a. Változásokat jeleznek a mikroelemek is. Mindkét vizsgált időpontban nőtt a Fe- és Al-készlet a lombban. A Sr-, Mn-, B- és Ba-

menyiség viszont csökkent a Se-terheléssel, különösen a korai minta-vétel idején. A három elem kivételével (S, Fe, Al) koncentrációcsökkenés lépett fel tehát a Se-mérgezés nyomán.

58. táblázat. Egyéb elemek változása a légszáraz burgonyalevélben Se-toxicitás hatására

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. Virágzás kezdetén, jún. 14-én						
N, %	4,48	5,40	5,19	5,31	0,96	5,09
NO ₃ -N, %	0,56	0,50	0,41	0,31	0,13	0,45
K, %	3,26	3,14	2,65	2,34	0,44	2,85
Ca, %	2,48	1,59	1,26	0,81	0,63	1,54
Mg, %	0,56	0,45	0,40	0,28	0,13	0,42
P, %	0,50	0,50	0,42	0,39	0,12	0,45
S, %	0,30	0,35	0,36	0,36	0,05	0,34
Fe, mg/kg	136	170	190	236	65	183
Al, mg/kg	85	108	112	173	69	120
Sr, mg/kg	96	47	42	24	27	52
Mn, mg/kg	69	55	50	34	14	52
B, mg/kg	29	25	21	18	4	23
Ba, mg/kg	11	8	11	4	5	9
B. Virágzás végén, júl. 12-én						
N, %	4,61	4,55	3,95	3,44	0,59	4,14
NO ₃ -N, %	0,39	0,34	0,30	0,29	0,10	0,33
K, %	1,86	1,68	1,63	1,55	0,30	1,68
Ca, %	2,95	2,91	2,52	2,52	0,48	2,73
Mg, %	0,70	0,78	0,74	0,77	0,13	0,75
P, %	0,43	0,32	0,28	0,24	0,06	0,32
S, %	0,31	0,33	0,36	0,32	0,04	0,33
Fe, mg/kg	139	152	212	277	30	195
Al, mg/kg	74	92	124	169	32	114
Sr, mg/kg	82	72	63	57	26	68
Mn, mg/kg	76	74	68	70	10	72
B, mg/kg	28	28	23	22	3	25
Ba, mg/kg	10	10	10	11	4	10

Optimális ellátottság virágzás kezdetén *Bergmann és Neubert (1976)* szerint: N = 5–6 %, K = 3–4 %, Ca = 0,7–3,0 %, Mg = 0,2–0,8 %, P = 0,3–0,4 %. Fe = 65–300, Mn = 80–250, Zn = 30–90, B = 21–50, Cu = 5–30 mg/kg szárazanyag

Table 58. Changes in other elements in air-dry potato leaves as the result of Se toxicity. (1)–(4): see Table 56. A. At the beginning of flowering on June 14. B. At the end of flowering on July 12. *Note:* The optimum supplies at the beginning of flowering, according to *Bergmann and Neubert (1976)*, are: N = 5–6 %, K = 3–4 %, Ca = 0.7–3.0 %, Mg = 0.2–0.8 %, P = 0.3–0.4 %; Fe = 65–300, Mn = 80–250, Zn = 30–90, B = 21–50, Cu = 5–30 mg/kg dry matter.

A mérgezést terméscsökkenés (tehát nem hígulási, hanem elvileg töményedési effektus) kísérte. A felvétel gátlása ezért szembetűnő. A jelenség magyarázatra szorul és további vizsgálatokat igényel, hiszen egyaránt érinti a kationokat és az anionokat. A szelén mobilis maradhat e talajon szelenátanion formájában, míg a nitrát-, foszfát-, borát- stb. anionok felvételének gátlásában az anion-antagonizmus szerepet játszhat. A S % viszont mérsékelten emelkedett a levélben, tehát a szulfátanionnal szemben az antagonizmus nem érvényesült. Másik oldalról a kationfémekkel szembeni szinergizmus csak a Fe- és Al-felvétel serkentésében nyilvánult meg, míg a többi kation (K, Ca, Mg, Sr, Ba, Mn) felvétele visszaszorult. Főképpen az alkáliföldfémeké.

A két mintavételi időpontban vett levelek átlagos összetételét szembeállítva az 58. táblázatban az is látható, hogy a lomb N-, NO₃-N- és K-készlete lecsökken a virágzás végére, míg a Ca- és Mg-készlet megemelkedik. A kalcium és magnézium az öregedés elemei, melyek felhalmozódnak a korral. A Se-mérgezés megváltoztathatja az esszenciális tápelemek egymáshoz viszonyított arányát is, amennyiben gátolja a növény normális fejlődését. Például, a virágzás elején szennyezetlen talajon 1,3 a K/Ca aránya. A kálium túlsúlya azonban 2,9-re emelkedik az erősen mérgezett növényben. Később az előregedő levél ilyen mérvű arányeltolódást már nem mutat. A mikroelemek koncentrációja lényegesen nem tért el a két mintavétel idején szennyezetlen kontrolltalajon, azaz az előregedés itt sem akkumulációt, sem hígulást nem eredményezett. Ez részben azzal is magyarázható, hogy a virágzás elején és végén a lomb tömege és szárazanyag %-a közel álló volt.

Az 58. táblázat lábjegyzetében közöljük a burgonyalomb virágzás kezdeti kielégítő ellátottságának koncentrációit *Bergmann és Neubert (1976)* összeállítására nyomán, melyeket hazai szabadföldi kísérletben mi is ellenőriztünk. A kontrolltalajon a növények kielégítő ellátottságot mutattak a cink kivételével. A termőhely Zn-ellátottsága alacsony, a virágzáskori lomb 14 mg/kg Zn-tartalmat jelzett. A Se-mérgezéssel alacsony ellátottságúvá vált a kálium, mangán és némileg a bór, így a talaj termékenységét elveszítheti, a rajta termő növény ásványi táplálásának egyensúlya megbomlik.

A másik erősen fitotoxikus elem a króm, amely a Se-mérgezéssel részben ellentétesen a legtöbb elem koncentrációját növelte a levélben. Ez alól a réz, valamint virágzás végén a kalcium és magnézium volt kivétel. Ami a mikroelemeket illeti, különösen a korai mintákban nőtt jelentősen a tartalom. Nagyságrenddel emelkedett az Al-, valamint megkétszereződött a Fe-, Sr- és Ba-mennyiség. Az előregedő levelekben ezek a változások már kevésbé jelentkeztek. A kromát/nitrát antagonizmus sem mutatható ki. A NO₃-N mennyisége látványosan nőtt a csökkenő termésben, töményedési effektust mutatva. A K-túlsúly növekedése, a K/Ca és K/Mg arányok tágulása jelzi, hogy a Cr-mal szennyezett talajon a növények fejlődésben visszamaradtak, az előregedés elemei kevésbé halmozódtak fel (59. táblázat).

59. táblázat. Egyéb elemek változás a légszáraz burgonyalevélben Cr-toxicitás hatására

hatására

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Virágzás kezdetén, jún. 14-én</i>						
N, %	5,56	5,13	5,22	4,39	0,96	5,07
NO ₃ -N, %	0,61	0,62	0,52	0,53	0,13	0,57
K, %	3,40	3,56	3,72	3,72	0,44	3,60
Ca, %	1,67	1,91	1,65	2,19	0,63	1,86
Mg, %	0,46	0,48	0,41	0,42	0,13	0,44
Fe, mg/kg	139	152	154	300	65	186
Al, mg/kg	23	28	126	225	69	101
Sr, mg/kg	54	71	71	128	99	81
Ba, mg/kg	8	12	13	19	5	13
Cu, mg/kg	9	8	7	5	2	8
<i>B. Virágzás végén, júl. 12-én</i>						
N, %	4,33	4,62	4,54	5,02	0,59	4,62
NO ₃ -N, %	0,36	0,37	0,48	0,61	0,10	0,46
K, %	2,22	2,24	2,89	2,67	0,30	2,51
Ca, %	3,18	3,37	2,85	1,89	0,49	2,82
Mg, %	0,70	0,66	0,48	0,36	0,13	0,55
Fe, mg/kg	142	143	168	189	30	161
Al, mg/kg	57	64	76	98	32	74
Sr, mg/kg	89	101	102	107	27	100
Ba, mg/kg	12	13	15	12	4	13
Cu, mg/kg	7	6	5	5	3	6

Table 59. Changes in other elements in air-dry potato leaves as the result of Cr toxicity. (1)–(4): see Table 56. A. At the beginning of flowering on June 14. B. At the end of flowering on July 12.

A gumótermés mikroelemekben szegényebb és genetikailag védettebb a káros elemakkumulációval szemben. A kezelések hatására nem változott igazolhatóan az As-, Ba- és Cr-koncentráció. Általában 5–10 mg/kg alatt maradt még az extrém terhelésű parcellákon is a Ba-, Cd-, Cu-, Hg-, Ni- és Pb-tartalom. Igaz, hogy a 0,1 mg/kg alatti koncentrációhoz képest ez legalább két nagyságrendi dúsulást jelenthet a kadmium és higany esetében. Az As- és Cr-tartalom még a 810 kg/ha terhelésnél is 0,1 mg/kg alatt maradt, akkumulációt egyáltalán nem tudtunk igazolni. Kevéssé nőtt a Cu- és Zn-mennyiség is a levélben, míg a stroncium megháromszorozódott, a szelén pedig húszszorozódott (60. táblázat).

A gumótermésbe épült mikroelemek mennyisége összességében elenyésző. Az erősen szennyezett és maximális felvételt jelző kezelésekben 120 g Mo, 100 g Se, 60 g körüli Al és Zn, 20 g körüli Pb és Sr, 12–17 g Ba és Cu, 8–9 g Ni és Hg található. Az As, Cd, Cr, Hg, Mo elemek kivont mennyisége a szennyezetlen

talajon 1 g/ha értékhatar alatt maradt. Mindez abból ered, hogy – a sárgarépa gyökeréhez hasonlóan – a burgonya gumója is kizárja a káros elemek zömét, ill. az akkumuláció fő szerve a lomb.

60. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz gumótermés összetételére és a gumóterméssel kivont elemek mennyiségére (Desirée fajta) 1993. szept. 7-én

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Gumótermésben, mg/kg</i>						
Al	14,2	21,9	15,6	29,5	9,2	20,3
As	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
Ba	2,0	2,3	2,0	4,7	0,7	2,8
Cd	<0,02	0,9	1,3	3,7	0,3	1,7
Cr	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
Cu	5,0	6,6	7,3	7,7	1,3	6,6
Hg	<0,1	<0,1	3,0	5,8	1,3	2,2
Mo	<0,04	11,4	24,2	61,0	11,9	29,2
Ni	0,3	0,9	1,9	2,8	1,3	1,5
Pb	0,6	3,5	4,5	8,1	2,2	4,2
Se	3,4	46,9	84,0	75,4	9,6	52,4
Sr	3,4	4,0	6,3	10,0	2,0	5,9
Zn	14,7	20,5	19,4	25,6	4,8	20,0
<i>B. Gumótermésben, g/ha</i>						
Al	30,9	36,4	31,8	61,9	18,0	40,2
As	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
Ba	4,5	5,2	5,0	12,4	6,7	6,8
Cd	<0,02	1,4	2,2	6,0	0,6	2,4
Cr	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
Cu	10,1	13,8	16,6	16,7	4,6	15,7
Hg	<0,1	<0,1	4,2	9,0	2,0	3,3
Mo	<0,04	17,4	48,4	120,4	20,0	46,6
Ni	0,6	1,8	5,2	7,7	2,6	3,8
Pb	1,2	8,8	13,4	22,7	5,8	11,5
Se	9,2	100,4	66,8	22,8	28,4	49,8
Sr	7,5	9,5	13,2	20,0	4,8	12,6
Zn	30,7	50,5	48,3	58,9	15,1	47,1

Megjegyzés: Az As, Cd, Cr, Hg, Mo 0,1 mg/kg alatt, ill. a gumóterméssel kivont mennyiség 1 g/ha alatt van a szennyezetlen talajon

Table 60. Effect of treatments on the composition of the air-dry tuber yield and the quantity of elements extracted with the tuber yield (variety Desirée) on Sept. 7, 1993. (1)–(4): see Table 56. A. In the tuber yield, mg/kg. B. In the tuber yield, g/ha. *Note:* On unpolluted soil the values of As, Cd, Cr, Hg and Mo were below 0.1 mg/kg; the quantities extracted with the tuber yield were below 1 g/ha.

A szennyezetlen talajon fejlődött burgonya lomb- és gumótermésének összetételét a 61. táblázatban foglaltuk össze. Az adatokból megállapítható, hogy a N- és a NO₃-N-tartalom csökken a korral, a nitrogén beépül a gumó fehérje anyagaiba. A kis termés, az aszályos éghajlat miatt azonban jelentős maradt a gumó NO₃-N-tartalma, mely a 0,1 %-ot is elérte. A fehérjék dúsulását jelzi a nagy P %. A mikroelemek közül említésre méltó a 3,5 mg/kg Se-koncentráció, mely a burgonyát a Se-kedvelő növények közé sorolja. Az általunk eddig vizsgált kultúrák és gyomok 0,1 mg/kg alatti vagy körüli Se-tartalmakat mutattak.

61. táblázat. A légszáraz burgonya átlagos összetétele szennyezetlen talajon

(1) Elem jele	(2) Mérték-egység	(3) Lomb		(4) Gumótermés szept. 7-én
		jún. 14-én	júl. 12-én	
N	%	5,18	4,37	1,95
NO ₃ -N	%	0,53	0,38	0,10
K	%	3,51	2,23	2,12
Ca	%	1,88	2,95	0,05
Mg	%	0,46	0,63	0,08
P	%	0,49	0,34	0,32
S	%	0,32	0,31	0,11
Fe	mg/kg	158	152	39
Al	mg/kg	92	84	14
Sr	mg/kg	65	77	3
Mn	mg/kg	60	75	3
Na	mg/kg	59	65	51
B	mg/kg	26	26	5
Zn	mg/kg	14	10	14
Ba	mg/kg	11	12	4
Cu	mg/kg	9,0	6,7	5,0
Se	mg/kg	1,0	1,0	3,5
Ni	mg/kg	0,7	0,5	0,4
Pb	mg/kg	<0,3	<0,3	0,6

Megjegyzés: Az As-, Hg-, Mo-, Cr-, Cd- és Co-tartalom 0,1 mg/kg alatt maradt

Table 61. Mean composition of air-dry potato on unpolluted soil. (1) Element. (2) Unit. (3) Foliage on June 14 and July 12. (4) Tuber yield on Sept. 7. Note: The As, Hg, Mo, Cr, Cd and Co contents remained below 0.1 mg/kg.

A 10 t/ha nyers gumóterméssel mintegy 35 kg N, 40 kg K₂O, 15 kg P₂O₅, 2 kg S, 1,5 kg Mg, 1 kg Ca távozott a tábláról. A fajlagos tápelemtartalomra vonatkozó eredményeink iránymutatóul szolgálhatnak a műtrágyázási szaktanácsadásban. Megemlítjük még, hogy a fajlagos mikroelem-tartalmak az alábbiak voltak (10 t/ha friss gumótermésre számolva): 90 g Na, 70 g Fe, 25 g Al és Zn, 9 g B és Cu, 5–6 g Ba, Sr, Mn és Se, valamint 1 g körüli Ni és Pb.

Összefoglalás

- A száraz 1993. évben szennyezetlen talajon 12–14 t/ha friss gumótermést kaptunk 18 % átlagos szárazanyag-tartalommal, 2,0–2,5 t/ha légszárazanyag-hozammal. A maximális As- és Hg- 29, a Cr- 59, a Se-terhelés 88 %-kal csökkentette a gumó hozamát.
- A takarmányozásra és emberi fogyasztásra szolgáló gumó kevésbé halmozta fel a káros elemeket, mint a virágzáskori lomb. Az As- és Cr-koncentráció még a legnagyobb terhelésnél is 0,1 mg/kg alatt maradt. Kevésbé változott az Al-, Ba- és Cu-mennyiség is a gumóban. A kadmium, nikkel, higany és ólom 3–8 mg/kg akkumulációt jelzett és ezzel a gumó fogyasztásra alkalmatlanná vált az erősen szennyezett talajon. Kiemelkedett a szelén mintegy húsz-szoros, ill. a molibdén ezerszeres akkumulációja.
- Az erősen szennyezett talajon gumótermésbe épült elemek mennyisége: 120 g Mo, 100 g Se, 60 g körüli Al és Zn, 20 g körüli Pb és Sr, 12–17 g Ba és Cu, 8–9 g Ni és Mg volt.
- A Se-mérgezés nyomán igazolható koncentrációsökkenés lépett fel a legtöbb esszenciális makro- és mikroelem esetén a virágzáskori lombban. Kivételt képezett három elem (S, Fe, Al), melyek tartalma emelkedett. Ezzel némileg ellentétesen a Cr-terhelés általában növelte a legtöbb elem tartalmát a burgonya leveleiben.

Effect of Microelement Loads on Potato in 1993

- On unpolluted soil in the dry year 1993 a fresh tuber yield of 12–14 t/ha was obtained with an average dry matter content of 18% and an air-dry matter yield of 2.0–2.5 t/ha. The maximum As and Hg load reduced the tuber yield by 29%, Cr by 59% and Se by 88%.
- The tubers, which are used for feeding and for human consumption, accumulated less pollutants than the foliage at flowering. The concentrations of As and Cr remained below 0.1 mg/kg even at the highest loads. The quantities of Al, Ba and Cu in the tubers also showed little change. An accumulation of 3–8 mg/kg was observed for Cd, Ni, Hg and Pb, making the tubers unfit for consumption on heavily polluted soil. Outstanding values were recorded for the accumulation of Se (approx. 20x) and Mo (1000x).
- On heavily loaded soil the quantities of microelements incorporated in the tuber yield were: 120 g Mo, 100 g Se, around 60 g Al and Zn, around 20 g Pb and Sr, 12–17 g Ba and Cu, and 8–9 g Ni and Mg.
- As the result of Se poisoning a significant reduction was observed in the concentrations of the majority of essential macro- and microelements in the foliage at flowering, with the exception of three elements (S, Fe, Al), the contents of which rose. By contrast, Cr load generally increased the content of most of the elements in potato leaves.

Mikroelem-terhelés hatása a borsóra 1994-ben

A vetés Smaragd fajtaival március 11-én, a betakarítás zöldborsóként június 14-én, a kombájnlás szárazborsóként július 18-án történt. A gabona sortávolságra való vetés 14–17 db/fm, azaz 240–260 kg/ha vetőmag mennyiséget jelentett. A parcellák bruttó területe $3,5 \times 5 = 21 \text{ m}^2$, nettó értékelt területe $2,1 \times 6 = 12,6 \text{ m}^2$ volt. Levélanalízis céljából a felső kifejtett leveleket gyűjtöttük be virágzás kezdetén május 25-én, majd a teljes föld feletti növényt mintáztuk zöldborsó állapotban június 14-én, valamint kombájnlás előtt július 18-án szárazborsóként.

Parcellánként 20–20 db levél, ill. föld feletti növény jelentett egy-egy átlagmintát. A terméselemek megállapítása és az egyes növényi szervek elemzése céljából külön mértük és elemeztük a szár-, hüvely- és magtermést. Összesen $7 \times 104 = 728$ db növényi átlagmintát analizáltunk 20–24 elemre, cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolást követően és ICP technikát alkalmazva. Az 1994. évben szárazság uralkodott. Kísérleti telepünkön márciusban 13, áprilisban 50, májusban 35, júniusban 17, júliusban 22 mm csapadékot mértünk. Április kivételével az egyes hónapokban, ill. a tenyészidő egésze alatt mindössze fele annyi eső hullott, mint a sokévi átlag. Az aszályos nyár következtében a júniusi zöldborsó és a júliusban betakarított szárazborsó légszáraz hozama közelálló maradt és ásványi összetételében sem különbözött érdemben. A borsó szárazanyag-gyarapodása, ill. elemfelvétele június közepére befejeződött.

Eredmények és következtetések

A tenyészidő folyamán végzett állománybonitálások szerint az As-, Cr- és Se-kezelések bizonyultak fitotoxikusnak a borsóra. Elsősorban a Se-, valamint a nagyobb As-terhelésű parcellákon az állomány vontatottan kelt, elsárgult és alacsony maradt. A kontrollhoz képest a zöldlevélsúly virágzás elején töredékére esett vissza e kezelésekben. A 62. táblázat adataiból az is látható, hogy a levelek 10 % körüli szárazanyagtartalma 14 %-ra emelkedik az As- és Se-terhelés nyomán, a levelek élettani aktivitása csökkent, előrehaladt az előregedés, az elszáradás. A bonitálások, a levélsúly és szárazanyag %-ok eredményei mérgezésre utalnak. A 13 vizsgált szennyező elemből 3 elem (As, Cr és Se) bizonyult toxikusnak a kísérlet 4. évében. A továbbiakban csak e három kezelés hatását mutatjuk be részletesebben.

A zöldborsó termésének változását 20–20 db/parcella föld feletti növény eredményei alapján foglaltuk össze a 63. táblázatban. A 20 föld feletti növény friss tömege 400–500 g között, míg légszáraz tömege 100–120 g között ingadozott a szennyeztelen talajon, 25 % körüli átlagos légszáraz anyagtartalommal. A szárban 22–25, a hüvelyben 20–22, a magban 35–40% volt a légszáraz anyag.

62. táblázat. Toxicitást okozó kezelések hatása a borsóra

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem jele	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Bonitálás V. 5-én (korai fejlettség)</i>						
As	5,0	5,0	4,5	2,0	0,8	4,1
Cr	4,0	5,0	5,0	4,5		4,6
Se	4,0	3,0	2,0	1,0		2,5
<i>B. Bonitálás V. 26-án (virágzás kezdete)</i>						
As	5,0	5,0	3,0	1,0	0,7	3,5
Cr	4,5	4,5	4,0	3,0		4,0
Se	4,0	3,5	1,0	1,0		2,4
<i>C. Bonitálás VII. 18-án (szárazborsó aratása)</i>						
As	4,5	4,5	4,0	1,0	0,9	3,5
Cr	5,0	4,5	4,5	4,5		4,6
Se	5,0	3,5	1,0	1,0		2,6
<i>D. Zöld levél g/20 db (virágzás kezdetén)</i>						
As	16	16	15	4	5	13
Cr	20	17	16	10		16
Se	19	13	4	2		9
<i>E. Levél szárazanyag %-a (virágzás kezdetén)</i>						
As	10	10	11	14	3	11
Cr	12	12	12	11		11
Se	10	11	13	14		12

Bonitálás: 1 = fejletlen sárguló állomány, 5 = jól fejlett zöld állomány

Table 62. Effect of treatments causing toxicity to peas. (1) Element symbol. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Scoring on May 5th (early development). B. Scoring on May 26th (at the beginning of flowering). C. Scoring on July 18th (dry pea harvest). D. Green leaves, g/20 leaves (at the beginning of flowering). E. Leaf dry matter % (at the beginning of flowering). Scores: 1 = poorly developed, yellowing stand, 5 = well developed green stand.

A terméselemek aránya az összes föld feletti légszáraz hozamon belül az alábbi megoszlást mutatta: szár 50 %, mag 35 %, hüvely 15 %, míg a friss föld feletti tömeg arányok a szár, mag és hüvely esetében 55 %, 27 % és 18 % értékekkel voltak jellemezhetők a kontrollparcellákon 1994. június 14-én. A növekvő As- és Cr-terheléssel a szár tömege kevesebb mint a felére, míg a Se-terheléssel 1/20-ára csökkent. A 810 kg/ha Se-terhelés nyomán a hüvelyek száma is 1/10-ére, míg tömege 3 %-ára zuhant, tehát a talaj elvesztette termőképességét. Magvak már egyáltalán nem képződtek e Se-parcellákon, a hüvely és a szár 20–25 % közötti eredeti szárazanyag-tartalma 50–60 %-ra ugrik, jelezve a mérgezett, elhaló, elszáradó növényi szöveteket. Van egy termés elem, amely nem jelez depressziót az As-, Cr- és Se-kezelésekben: az 1000-mag tömege a Cr-kezelésekben nem változott, míg az As- és Se-terheléssel nőtt. Ez a jelenség a termés elemek közötti „kiegyenlítődés” törvényét tükrözi, mérsékeltebb mérgezés esetén a megmaradt kevesebb hüvely nagyobb magtömeggel kísérel meg kompenzálni a termésvesztést.

63. táblázat. Toxicitást okozó kezelések hatása a zöldborsóra 1994. június 14-én

65. táblázat: Fokozott ökológiai kezelték talaj a Zöldborsó 1991. június 17-én						
(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Szár, g/20 db növény</i>						
As	214	244	154	88	60	175
Cr	250	290	204	93		210
Se	239	206	23	10		120
<i>B. Szár, légszáraz anyag %-a</i>						
As	22	23	21	59	17	31
Cr	25	24	25	26		25
Se	25	26	45	51		37
<i>C. Hüvely, db/20 növény</i>						
As	69	84	53	43	20	62
Cr	72	81	59	45		64
Se	91	86	27	9		53
<i>D. Hüvely, g/20 növény</i>						
As	67	88	49	38	26	60
Cr	73	86	52	29		60
Se	93	94	12	3		50
<i>E. Hüvely, légszáraz anyag %-a</i>						
As	22	21	22	26	4	23
Cr	21	20	23	26		22
Se	19	19	32	62		33
<i>F. Mag, g/20 növény</i>						
As	107	105	69	44	29	81
Cr	110	121	86	48		91
Se	121	121	0	0		60
<i>G. 1000-mag tömege, g</i>						
As	242	248	239	292	18	255
Cr	248	253	250	242		248
Se	250	272	0	0		130

Table 63. Effect of treatments causing toxicity to green peas on June 14th 1994. (1)–(4): see Table 62. A. Stalks, g/20 plants. B. Stalks, air-dry matter %. C. Pods, No./20 plants. D. Pods, g/20 plants. E. Pods, air-dry matter %. F. Seeds, g/20 plants. G. 1000 seed mass, g.

A kombájnolt júliusi légszáraz szárazborsó 2,5 t magot és 5,0 t légszáraz hüvely+szár melléktermést adott szennyezetlen talajon, tehát a 7,5 t/ha összes légszáraz föld feletti hozamnak 35 %-át képezte a magtermés és 65 %-át a melléktermés. A júniusi zöldborsó magtermése júliusban ugyanitt 6–7 t/ha között ingadozott 60–65 % nedvességtartalommal, azaz a júniusi és a júliusi magtermések érdemben nem különböztek szárazanyaghozamukat tekintve. A termésелеmek aránya módosult a mérgezés nyomán: az extrém As-terhelésnél a mag részaránya csupán 25 %-ot képviselt, ill. az extrém Se-terhelésnél mag már nem is képződött, a hüvely+szár melléktermés aránya 100 %-ra emelkedett (64. táblázat).

Megemlítjük még, hogy a 3 t körüli maximális mag-, ill. 6 t feletti mellékterméseket az áthordással enyhén szennyezett Mo-, Pb- és Se-kontrollparcellákon nyertük. Ezek a

terméstöbbletek statisztikailag nem igazolhatók egyértelműen, de figyelemre méltóak és további vizsgálatokat igényelnek. A növekvő As- és Se-terheléssel a mag részaránya csökken, azaz az agronómiai szempontból fontos „harvest index” mutató kedvezőtlené válik. Mérsékelt mérgezés esetén nem módosítja a főtermés/melléktermés arányát, azaz a toxicitás egyaránt jelentkezik a vegetatív és a generatív szervekben, ill. a vegetatív és a generatív fejlődési fázisban.

64. táblázat. Toxicitást okozó As-, Cr- és Se-kezelések hatása a szárazborsóra 1994. július 18-án

(1) Elem jele		(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
		0	90	270	810		
A. Légszáraz mag, t/ha							
As	2,40	2,59	2,34	0,43	0,79	1,94	
Cr	2,51	1,98	1,93	1,55		1,99	
Se	2,41	2,35	0,00	0,00		1,19	
B. Légszáraz hüvely+szár, t/ha							
As	4,63	5,13	4,08	1,98	1,96	3,96	
Cr	4,64	3,90	3,74	2,33		3,87	
Se	5,44	4,79	1,88	0,55		3,17	
C. Összes föld feletti légszáraz hozam, t/ha							
As	7,03	7,72	6,42	2,41	2,67	5,90	
Cr	7,15	5,88	5,67	3,88		5,64	
Se	7,85	7,14	1,88	0,55		4,36	
D. Légszáraz mag, az összes %-ában							
As	34	34	36	18	6	30	
Cr	35	34	34	40		36	
Se	31	33	0	0		16	

Table 64. Effect of As, Cr and Se treatments causing toxicity to dry peas on July 18th 1994. (1)–(4): see Table 62. A. Air-dry seed, t/ha. B. Air-dry pod + stalk, t/ha. C. Total aboveground air-dry yield, t/ha. D. Air-dry seed as a % of the total yield.

A 65. táblázatban tanulmányozhatjuk a kezelések hatását a légszáraz borsó szerveinek összetételére. Az arzén mozgása gátolt a talaj–növény rendszerben. Csupán a szár mutatott némi akkumulációt, míg a levél, hüvely és mag nem szennyeződött. A 8/1985. (X. 21.) EüM rendelet száraz hüvelyekben 0,02 Hg, 0,1 Cd és As, valamint 0,5 Pb mg/kg maximális koncentrációt engedélyez, míg a 4/1990. (II. 28) MÉM rendelet takarmánykeverékekben 0,1 Hg, 0,5 Cd, 2 As és 5 Pb mg/kg határkoncentrációkat ad meg. A nagyobb As-terhelésű kezelésekből származó borsó szára így takarmányozásra nem használható. Az egyes növényi szervek Ba-tartalma átlagosan 3–5-szöröse a maximális Ba-terheléssel. A magtermésben egy nagyságrenddel kevesebb Ba-ot mutattunk ki, mint a melléktermésben. Mivel a bárium nem minősül e téren veszélyes elemnek, a szabványok limitkoncentrációkat nem közölnek.

A kadmium mérsékelt koncentrációkat mutat, elsősorban az öregedő szárban halmozódott fel. Mind a mag, mind a melléktermés azonban fogyasztásra alkalmatlanná vált, hiszen száraz hüvelyekben 0,1 mg/kg, takarmányokban 0,5 mg/kg a megengedett maximális Cd-koncentráció a hazai és nemzetközi szabványok

szerint. A króm az arzénhoz hasonlóan nem mobilis a talaj–növény rendszerben, akkumulációja a generatív szervekben csak gyengén volt igazolható. A szárban mérsékelten dúsult. Határkoncentrációkat a szabványok élelmiszerekre és takarmányokra általában nem közölnek.

65. táblázat. As-, Ba- Cd- és Cr-terhelések hatása a légszáraz borsó összetételére

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. As mg/kg 1994-ben, As-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
b) szár ²	<0,4	<0,4	2,4	7,2	1,5	2,4
b) szár ³	<0,4	0,8	2,6	12,1	1,6	3,9
c) hüvely ²	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
d) mag ²	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
d) mag ³	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
<i>B. Ba mg/kg 1994-ben, Ba-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	5,0	8,0	9,9	16,0	3,7	9,7
b) szár ²	7,6	11,7	16,7	31,0	4,7	16,8
b) szár ³	9,0	20,4	30,0	53,5	8,2	28,2
c) hüvely ²	3,4	4,9	8,9	17,6	2,4	8,7
d) mag ²	0,7	1,0	1,4	2,4	1,2	1,4
d) mag ³	0,6	0,7	2,9	2,3	1,2	1,6
<i>C. Cd mg/kg 1994-ben, Cd-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	<0,02	<0,02	0,1	0,8	0,4	0,2
b) szár ²	<0,02	1,6	1,9	3,2	0,3	1,7
b) szár ³	<0,02	2,5	3,2	9,3	1,3	3,8
c) hüvely ²	0,1	1,5	1,6	2,4	1,3	1,4
d) mag ²	<0,02	1,2	1,2	1,5	0,6	1,0
d) mag ³	<0,02	1,1	1,1	1,6	0,6	1,0
<i>D. Cr mg/kg 1994-ben, Cr-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	<0,1	<0,1	0,1	0,8	0,4	0,2
b) szár ²	0,2	0,7	3,2	4,2	0,4	2,1
b) szár ³	0,1	2,0	4,7	9,2	0,8	4,1
c) hüvely ²	<0,1	0,1	0,5	0,9	0,2	0,4
d) mag ²	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
d) mag ³	0,2	0,3	0,3	0,4	0,2	0,3

Megjegyzés: ¹- virágzás kezdetén V. 25-én; ²- zöldborsó VI. 14-én; ³- szárazborsó VII. 18-án; Az Al átlagos koncentrációja a zöldborsólevélben, -szárban, -hüvelyben ill. -magban 13, 44, 6 ill. 3 mg/kg volt és nem módosult az Al-terhelés nyomán

Table 65. Effect of As, Ba, Cd and Cr loads on the composition of air-dry peas. (1) Plant organ. a) leaf, b) stalk, c) pod, d) seed. (2)–(4): see Table 62. A. As, mg/kg in 1994 as the result of As loads. B. Ba, mg/kg in 1994 as the result of Ba loads. C. Cd, mg/kg in 1994 as the result of Cd loads. D. Cr, mg/kg in 1994 as the result of Cr loads. Note: ¹ – at the beginning of flowering on May 25th; ² – green peas on June 14th; ³ – dry peas on July 18th. The mean concentration of Al in the leaves, stalks, pods and seeds of green peas was 13, 44, 6 and 3 mg/kg, respectively, and was not modified by Al loads.

Közismerten nehezen mozog a réz a gyökérből a föld feletti szervekbe. Az alkalmazott hatalmas Cu-adagok ellenére a növényi föld feletti szervek Cu-felvételében alig igazolható változás. Hasonló talajokon tehát a Cu-hiány talajon keresztüli CuSO₄-trágyázással nem orvosolható. A higany az arzénhoz hasonló képet mutat, felhalmozódása csak az előregedő szárban érdemi. Száraz hüvelyesekre a hivatkozott rendelet 0,02 mg/kg, takarmánykeverékekre 0,1 mg/kg maximális Hg-koncentrációt engedélyez, így a nagyobb Hg-terhelés minőségileg kifogásolható terményt eredményezett (66. táblázat).

66. táblázat. Cu-, Hg-, Mo- és Ni-terhelések hatása a légszáraz borsó összetételére

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
Növényi rész	0	90	270	810		
<i>A. Cu mg/kg 1994-ben, Cu-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	6,0	8,3	8,7	9,0	2,3	8,0
b) szár ²	4,2	6,2	6,8	6,8	2,4	6,0
b) szár ³	3,4	5,5	7,8	7,3	2,4	6,0
c) hüvely ²	4,9	6,9	6,8	6,6	2,0	6,3
d) mag ²	6,7	9,1	8,1	9,0	2,4	8,2
d) mag ³	7,6	9,3	10,1	9,5	2,4	9,1
<i>B. Hg mg/kg 1994-ben, Hg-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	<0,1	<0,1	<0,1	2,2	1,1	0,6
b) szár ²	<0,1	<0,1	1,0	5,9	1,5	1,8
b) szár ³	<0,1	<0,1	3,8	15,6	2,9	4,9
c) hüvely ²	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
d) mag ²	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
d) mag ³	<0,1	<0,1	<0,1	0,5	0,4	0,1
<i>C. Mo mg/kg 1994-ben, Mo-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	<0,04	180	380	502	61	266
b) szár ²	0,1	262	482	598	80	336
b) szár ³	0,2	172	315	427	75	228
c) hüvely ²	0,2	100	124	176	44	100
d) mag ²	1,5	89	136	148	42	94
d) mag ³	1,5	102	144	172	48	105
<i>D. Ni mg/kg 1994-ben, Ni-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	<0,2	<0,2	1,7	3,3	0,3	1,2
b) szár ²	0,1	0,3	0,6	1,8	0,3	0,7
b) szár ³	0,3	1,1	2,5	6,5	0,9	2,6
c) hüvely ²	0,1	2,6	3,8	9,0	1,4	3,9
d) mag ²	1,4	5,9	8,8	13,1	2,8	7,3
d) mag ³	1,2	4,4	10,2	12,0	2,6	7,0

Megjegyzés: ¹–virágzás kezdetén V. 25-én; ²–zöldborsó VI. 14-én; ³–szárazborsó VII. 18-án
 Table 66. Effect of Cu, Hg, Mo and Ni loads on the composition of air-dry peas. (1)–(4) a)–d): see Table 62. A. Cu, mg/kg in 1994 as the result of Cu loads. B. Hg, mg/kg in 1994 as the result of Hg loads. C. Mo, mg/kg in 1994 as the result of Mo loads. D. Ni, mg/kg in 1994 as the result of Ni loads. Note: ¹ – at the beginning of flowering on May 25th; ² – green peas on June 14th; ³ – dry peas on July 18th.

A molibdén molibdenát-anionként mobilis maradt ezen a jól szellőzőtt meszes talajon és aktív dúsulást mutatott a növényi szövetekben a talajbani koncentrációkhoz viszonyítva – legalábbis ami a vegetatív növényi szerveket illeti. A magban mintegy 100-szoros akkumulációt mértünk a kontrollhoz képest, míg a vegetatív részekben ennek többszörösét. A borsó magja és melléktermékei emberi és állati fogyasztásra alkalmatlanná váltak, hiszen 5–10 mg/kg Mo-koncentráció már élettanilag elfogadhatatlan mind az ember, mind a növényevő állat számára. Közismerten fontos mutató takarmányokban a Cu/Mo aránya, mely 5 felett tekinthető ideálisnak. A molibdén túlsúlya ugyanis Cu-hiányt indukál a növényevő állatban, ill. extrém túlsúly toxikózist eredményezhet (*Pais, 1980*).

A nikkel mennyisége elsősorban a magban és a hüvelyben emelkedett meg és általában egy nagyságrenddel nőtt a szennyezett talajon. A mag tehát genetikailag nem védett a szennyezéstől, a genetikai szűrő nem működik, s ez a nikkel esszenciális voltát igazolja. Nem tekinthető kiemelten veszélyes elemnek, ezért határkoncentrációkat a szabványok nem adnak meg (*66. táblázat*).

Az ólom felhalmozódása általában egy nagyságrenddel nagyobb szennyezett talajon, de még így sem lépte túl igazolhatóan a megengedett határértékeket. Az ólom nem mobilis a talaj–növény rendszerben, felvehetősége gátolt ezen a meszes vályog csernozjomon. A szelén a molibdénhez hasonlóan hiperakkumulációt mutat. A 90 kg/ha, azaz 30 mg/kg Se-terhelés nyomán a növényi szövetekben 100–200 mg/kg Se-koncentráció jelentkezett. A Mo-tól eltérően igen erős fitotoxicitás kíséri a hiperakkumulációt. Mind a fő-, mind a melléktermés erősen szennyeződik és fogyasztásra alkalmatlanná válik (*67. táblázat*).

A *67. táblázat* adatai szerint a Sr-tartalom átlagosan közel egy nagyságrenddel dúsult a növényi szövetekben a Sr-terhelés nyomán. A magtermés szegény Sr-ban, míg a borsó vegetatív szervei 20–30-szoros akkumulációt mutattak a maghoz viszonyítva. A kevésbé veszélyes jelleg miatt a szabványok nem közölnek limit értékeket a Sr-ra. A cink esszenciális jellege miatt a magban dúsul szennyezetlen talajon, a Zn-terhelést viszont főként a vegetatív szervek tükrözik, nagyságrendi emelkedést mutatva. A korábban említett EüM-rendelet határkoncentrációt nem ad meg a Zn-re. Feltehetően a Zn-szennyezés esetünkben nem okozott olyan problémát, mely a borsó fogyasztását akadályozná, hiszen savanyú talajokon az ilyen Zn-tartalom meglehetősen gyakori a fogyasztásra kerülő növényekben.

A Se-toxicitás nyomán megváltozhat egy sor fontos makro- és mikroelem felvétele. Vajon a fontosabb tápelemek felvételének gátlásával magyarázható-e a Se-mérgezés mechanizmusa? Mely elemnél léphet fel olyan mérvű hiány, mely komoly termésnövekedéshez vezethet? Ehhez ismernünk kell a növényi optimumokat. A *68. és 69. táblázatban* bemutatjuk a Se-toxicitás hatását a légszáraz borsó makro- és mikroelem-tartalmának változására és a *68. táblázat* lábjegyzetében közöljük a borsó virágzás kezdetén vett levelének optimumait *Bergmann (1988)* nyomán.

Amint a *68. táblázatban* látható, elsősorban a K-, Ca-, ill. Mg-mennyiség csökken a növényben, míg a S- és P-tartalom növekszik, különösen a hüvelyben. A virágzás elejei

optimumok szerint a K és Mg %-ai kifejezett hiányzónát jeleznek. Az extrém Se-mérgezés nyomán a kálium koncentrációja a még kielégítőnek tekinthető 3 % közbülső érték 1/5-ét mutatja. Ilyen mérvű hiány már megállíthatja a növekedést, ill. a növény elszáradásához és pusztulásához vezethet. A Se-túlsúly tehát a makroelemek közül elsősorban a kálium felvételét blokkolja és ez önmagában is magyarázatul szolgálhat a növény pusztulására. Megemlítjük, hogy 1993-ban a burgonya levele virágzáskor hasonlóképpen mutatta a K-, Ca- és Mg-kationok, valamint a B felvételének gátlását Se-terhelés nyomán.

67. táblázat. Pb-, Se-, Sr- és Zn-kezelések hatása a légszáraz borsó összetételére

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
Növényi rész	0	90	270	810		
<i>A. Pb mg/kg 1994-ben, Pb-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	<0,3	0,8	1,0	1,6	0,6	0,8
b) szár ²	0,1	0,2	0,4	1,1	0,6	0,4
b) szár ³	0,2	1,3	2,3	4,4	1,3	2,0
c) hüvely ²	<0,3	<0,3	0,3	<0,3	0,3	0,1
d) mag ²	0,1	0,3	1,4	1,4	0,8	0,8
d) mag ³	<0,3	0,2	0,3	0,6	0,5	0,3
<i>B. Se mg/kg 1994-ben, Se-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	0,5	190	291	330	40	203
b) szár ²	<0,6	228	362	332	42	230
b) szár ³	<0,6	126	-	-	36	-
c) hüvely ²	<0,6	104	434	382	85	230
d) mag ²	0,2	176	-	-	38	-
d) mag ³	0,2	124	-	-	34	-
<i>C. Sr mg/kg 1994-ben, Sr-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	64	87	174	492	41	204
b) szár ²	88	168	198	572	47	256
b) szár ³	92	193	289	682	74	314
c) hüvely ²	60	98	159	406	50	181
d) mag ²	3	5	8	22	2	10
d) mag ³	3	5	7	17	2	8
<i>D. Zn mg/kg 1994-ben, Zn-terhelés hatására</i>						
a) levél ¹	8	36	42	56	9	36
b) szár ²	4	19	35	57	8	29
b) szár ³	5	13	22	46	7	22
c) hüvely ²	6	21	43	41	14	28
d) mag ²	21	45	49	59	7	44
d) mag ³	19	46	51	55	9	43

Megjegyzés: ¹ – virágzás kezdetén V. 25-én; ² – zöldborsó VI. 14-én; ³ – szárazborsó VII. 18-án; - Nagyobb Se-terhelésnél a növényzet kipusztult

Table 67. Effect of Pb, Se, Sr and Zn loads on the composition of air-dry peas. (1)–(4) a)–d): see Table 62. A. Pb, mg/kg in 1994 as the result of Pb loads. B. Se, mg/kg in 1994 as the result of Se loads. C. Sr, mg/kg in 1994 as the result of Sr loads. D. Zn, mg/kg in 1994 as the result of Zn loads. Note: ¹ – at the beginning of flowering on May 25th; ² – green peas on June 14th; ³ – dry peas on July 18th. Plants died due to the effect of larger Se loads.

68. táblázat. Se-toxicitás hatása a légszáraz borsó összetételére – Makroelemek 1994-ben

(1) Növényi rész	(2) Se-terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
K %						
a) levél ¹	1,55	1,37	0,93	0,63	0,46	1,12
b) szár ²	1,31	0,88	0,70	0,57	0,28	0,87
c) hüvely ²	1,32	0,89	0,87	0,98	0,19	1,02
Ca %						
a) levél ¹	1,30	1,32	0,70	0,78	0,32	1,03
b) szár ²	1,71	1,78	1,21	1,40	0,36	1,53
c) hüvely ²	1,21	1,05	0,69	0,84	0,20	0,95
Mg %						
a) levél ¹	0,24	0,23	0,16	0,14	0,05	0,19
b) szár ²	0,22	0,23	0,17	0,16	0,06	0,20
c) hüvely ²	0,27	0,25	0,17	0,21	0,06	0,23
S % 1994-ben						
a) levél ¹	0,39	0,53	0,32	0,32	0,10	0,39
b) szár ²	0,32	0,40	0,34	0,35	0,07	0,35
c) hüvely ²	0,19	0,17	0,26	0,37	0,05	0,25
P % 1994-ben						
a) levél ¹	0,28	0,24	0,27	0,32	0,07	0,28
b) szár ²	0,17	0,15	0,16	0,21	0,04	0,17
c) hüvely ²	0,24	0,20	0,38	0,47	0,05	0,32

¹–virágzás kezdetén V. 25-én; ²–zöldborsó VI. 14-én; *Megjegyzés:* Irodalmi optimum a levélben virágzás kezdetén (Bergmann, 1988): N 3,0–4,0 %; P 0,25–0,50 %; K 2,2–3,5 %; Mg 0,25–0,60 %; Ca 0,5–2,0 %; B 30–70 mg/kg; Zn 25–70 mg/kg; Mn 30–100 mg/kg; Cu 7–15 mg/kg

Table 68. Effect of Se toxicity on the composition of air-dry peas – Macroelements in 1994. (1)–(4): see Table 62. a) leaves, b) stalks, c) pods. ¹–at the beginning of flowering on May 25th; ²–green peas on June 14th; Note: Optimum in the leaves at the beginning of flowering (Bergmann, 1988): N 3.0–4.0%; P 0.25–0.50%; K 2.2–3.5%; Mg 0.25–0.60%; Ca 0.5–2.0%; B 30–70 mg/kg; Zn 25–70 mg/kg; Mn 30–100 mg/kg; Cu 7–15 mg/kg.

A mikroelemek terén a csökkenő terméssel fellépő töményedési effektus részben megvilágíthatja a Na-, Fe-, Al-, Zn- és Ni-koncentrációk emelkedését a növekvő Se-terheléssel. A B felvétele viszont szemmel láthatóan gátolttá válik és az irodalmi optimum küszöbértékének 1/4–1/5-ére süllyed. Fennállhat a borát-szelenát anion antagonizmus jelensége. Úgy tűnik, hogy a szulfát- és foszfát- anionok felvételét a szelenát anion kevésbé gátolta, ill. esetünkben a töményedési effektus volt a meghatározó, hiszen a Se-terheléssel inkább emelkedett koncentrációjuk.

Ismert, hogy a fiatal nedvdús növényi szövetek káliumban gazdagok, a K hiánya hervadást, elszáradást, rossz vízháztartást eredményez. A bór szintén fontos szerepet játszik a vízháztartás szabályozásában és a káliummal együtt a szénhidrát-anyagcserében, a szénhidrátok szállításában (cukor-borát észterek), a növekedés serkentésében. Magnézium hiányában a klorofill képződése megáll, a növény elsárgul. A három elem funkciója összefügg.

69. táblázat. Se-toxicitás hatása a légszáraz borsó összetételére – Mikroelemek 1994-ben

	(1) Növényi rész	(2) Se-terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
		0	90	270	810		
<i>Na mg/kg</i>	a) levél ¹	68	82	76	106	27	83
	b) szár ²	72	82	212	290	74	164
	c) hüvely ²	60	46	46	46	32	50
<i>Fe mg/kg</i>	a) levél ¹	56	50	76	192	31	93
	b) szár ²	62	79	583	550	101	318
	c) hüvely ²	1	1	2	3	1	2
<i>B mg/kg</i>	a) levél ¹	18	14	9	7	6	12
	b) szár ²	21	14	13	12	4	15
	c) hüvely ²	12	13	9	8	3	10
<i>Al mg/kg</i>	a) levél ¹	9	8	26	116	13	40
	b) szár ²	28	39	402	388	70	214
	c) hüvely ²	8	6	15	27	4	14
<i>Zn mg/kg</i>	a) levél ¹	6	5	10	22	9	11
	b) szár ²	5	6	10	13	5	8
	c) hüvely ²	6	6	15	66	14	23
<i>Ni mg/kg</i>	a) levél ¹	<0,2	<0,2	0,2	0,5	0,4	0,2
	b) szár ²	0,2	0,8	1,3	1,5	0,4	1,0
	c) hüvely ²	0,5	0,3	1,9	2,7	0,5	1,4

Megjegyzés:¹ – virágzás kezdetén;² – zöldborsó állapot

Table 69. Effect of Se toxicity on the composition of air-dry peas – Microelements in 1994.

(1)–(4) a)–c): see Table 68. Note: ¹ at the beginning of flowering, ² green peas

A Se-mérgezéssel kiváltott extrém K-, Mg- és B-hiány következtében a borsó levelei elsárgultak, kicsik maradtak és elhaltak. A generatív fejlődésben is zavar következett be, a növények nem vagy alig képeztek virágot és terméketlenek maradtak. A tenyésztés során végzett megfigyelések, bonitálások és mérések eredményei összhangban vannak az említett elemek funkcionális hiánytüneteivel. Bár kevésbé kifejezetten, de a terméscsökkenést okozó másik két elem esetében, az As- és Cr-kezelésekben is előálltak bizonyos változások a növényi szervek összetételében. Adatainkat a 70. táblázat foglalja össze.

A töményedési effektus nyomán igazolhatóan emelkedett a S- és Mn-koncentráció a terméscsökkenést okozó As-terheléssel. Ezzel szemben a Cr-terhelés csökkentette a S- és Cu-tartalmakat, főképpen a virágzás elejei levélben. A borsó Cu-ellátása hiányzónába kerülhetett az irodalmi határkoncentrációk alapján, hiszen a 7 körüli küszöbérték helyett 2,6 mg/kg tartalmat mutatott az extrém Cr-terheléses kezelésben. Réz hiányában az enzimek inaktiválódnak és a klorofill szétesik, a levélsúcsok elszáradnak, csökken a virág ill. magvak képződése, sérül a pillangósok N-metabolizmusa, fehérjeszintézise. Mindez hozzájárulhatott a Cr-toxicitással együtt járó növényi elszáradáshoz és terméscsökkenéshez.

70. táblázat. As- és Cr-kezelések hatása a légszáraz borsó összetételére

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
Növényi rész	0	90	270	810		
A. S %, As-terhelés hatására						
a) levél ¹	0,38	0,34	0,46	0,62	0,10	0,45
b) szár ²	0,27	0,31	0,36	0,55	0,07	0,37
c) hüvely ²	0,19	0,21	0,21	0,26	0,05	0,22
B. S %, Cr-terhelés hatására						
a) levél ¹	0,42	0,32	0,36	0,22	0,10	0,33
b) szár ²	0,32	0,28	0,30	0,25	0,07	0,29
c) hüvely ²	0,21	0,20	0,22	0,21	0,05	0,21
C. Mn mg/kg, As-terhelés hatására						
a) levél ¹	62	60	84	100	15	76
b) szár ²	50	56	74	101	18	70
c) hüvely ²	22	20	26	33	8	25
D. Cu mg/kg, Cr-terhelés hatására						
a) levél ¹	5,4	5,6	5,0	2,6	2,0	4,6
b) szár ²	4,0	4,1	3,6	2,6	1,0	3,6
c) hüvely ²	5,3	6,0	4,6	3,6	1,7	4,9

¹ – virágzás kezdetén V. 25-én; ² – zöldborsó állapot VI. 14-én

Table 70. Effect of As and Cr treatments on the composition of air-dry peas. (1)–(4) a)–c): see Table 68. A. S % as the result of As loads. B. S % as the result of Cr loads. C. Mn mg/kg as the result of As loads. D. Cu mg/kg as the result of Cr loads in 1994. ¹at the beginning of flowering on May 25th, ²green peas on June 14th.

Gyökérszimbiosis vizsgálata

A növényminták analizésére a szokásos cc. HNO₃+cc.H₂O₂ roncsolást ill. kirázást követően került sor ICP-technikát alkalmazva. A gümőképződés vizsgálatának céljából május 30-án (virágzás idején), valamint június 15-én (zöldborsó állapotban) történt a mintavétel. Parcellánként 10–10 (virágzáskor), ill. 20–20 (zöldborsó állapot) növényt emeltünk ki ásóval, a gyökereket elkülönítettük és kézzel óvatosan megtisztítottuk a talajtól, majd állóvízben történt lemosás után szűrőpapírra helyeztük. Külön meghatároztuk a hajtás és a gyökér súlyát, a növények átlagos magasságát, valamint a gümők számát a fő- és oldalgyökereken. Másnap került sor a gümös gyökerek acetilén-reduktáz aktivitásának mérésére.

A június 15-én vett növényminták gyökerén spontán létrejött arbuszkuláris mikorrhiza gombák kolonizációját vizsgáltuk a kontroll-, Cd- és Se- kezeléseknél. A mikroszkópi értékeléshez parcellánként 5–5 átlagos gyökérmintát választottunk. A *Kormanik és munkatársai (1980)* szerint megfestett gyökereket 1–1 cm hosszúságú darabokra vágtuk és felhasználásig glicerinben tároltuk. A gyökérkolonizáció mértékének, ill. a szimbiosis minőségének megítélésére *Trouvelot és munkatársai (1986)* módszerét alkalmaztuk. Vizsgálatonként 30–30 gyökérszegmentet helyeztünk egy-egy üveglemezre egymással párhuzamosan. A gyökérszegmenteket egyenként értékeltük a sztereomikroszkóp alatt, majd az adatokat táblázatokban összegezve számítottuk ki a mikorrhizás infekció gyakoriságát (F %), intenzitását (M), valamint az arbuszkulumok előfordulási gyakoriságát (a) és az arbuszkuláltság intenzitását (A).

A klorofill és a karotinoidok meghatározása a friss zöldborsómagból történt a Központi Élelmiszeripari Kutatóintézet Lipidkémiai Laboratóriumában. A parcellánként begyűjtött 20–20 növény kifejtett magját homogenizáltuk, majd 5–5 g friss anyagból 50 cm³ acetont hozzáadásával és 15 perces rázatást követően extraháltuk a pigmenteket. A pigmentek meghatározása a *Biacs és Daoud (1994)* által kifejlesztett eljárás szerint történt HPLC technikát alkalmazva.

A kísérletben termelt szárazborsóval csíráztatási vizsgálatokat végeztek a GATE Földműveléstan Tanszékén 1995 júliusában. A csírázási tulajdonságok meghatározása az MSz-6354/3. sz. szabvány előírásai alapján történt, mely azonos a nemzetközi vetőmagvizsgálati eljárással. Parcellánként 100–100 vetőmagot csíráztattak 4 ismétlésben. Az 5. napon a kicsírázott magvak %-os mennyisége a csírázási erély. Ezt követően a csíráztatást addig folytattuk, míg minden csírázó sor bírálhatóan kifejlődött. Az ép csírák %-a mindazon fajtaazonos magvakat jelenti, melyekből normális csíranövények fejlődhetnek (*Nyárai-Horváth et al., 1996*).

A borsó termésébe épült szennyező elemek mennyisége

Amint a 71. táblázatban látható, a zöldborsó föld feletti részében a maximális 810 kg/ha terhelésnél mindössze 10–20 g Cr, As és Cd, ill. 143 g Ba volt található ha-onként. A felvett elemeket döntően a melléktermés tartalmazta.

71. táblázat. As-, Ba-, Cd-, Cr-terhelések hatása zöldborsó elemfelvételére 1994. VI. 14-én

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. As g/ha (As-terhelés hatására)						
a) szár	<0,4	<0,4	7,2	14,4	4,6	5,4
b) hüvely	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
c) mag	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
d) összesen	<0,4	<0,4	7,2	14,4	4,6	5,4
B. Ba g/ha (Ba-terhelés hatására)						
a) szár	28,9	44,5	63,5	117,8	19,4	63,7
b) hüvely	3,7	5,4	9,8	19,4	2,2	9,6
c) mag	1,8	2,6	3,6	6,2	1,7	3,6
d) összesen	34,4	52,5	76,9	143,4	24,6	76,9
C. Cd g/ha (Cd-terhelés hatására)						
a) szár	<0,02	6,1	7,2	12,2	4,4	6,4
b) hüvely	0,1	1,6	1,8	2,6	1,2	1,5
c) mag	<0,02	3,1	3,1	3,9	1,2	2,5
d) összesen	0,1	10,8	12,1	18,7	7,0	10,4
D. Cr g/ha (Cr-terhelés hatására)						
a) szár	0,8	2,1	9,6	8,4	2,0	5,2
b) hüvely	<0,1	0,1	0,5	0,4	0,2	0,2
c) mag	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2
d) összesen	0,8	2,4	10,3	9,1	2,6	5,6

Table 71. Effect of As, Ba, Cd and Cr loads on the element uptake of green peas on June 14th 1994.

(1) Plant organ. a) stalk, b) pod, c) seed, d) total. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. As g/ha (as the result of As loads). B. Ba g/ha (as the result of Ba loads). C. Cd g/ha (as the result of Cd loads). D. Cr g/ha (as the result of Cr loads).

Megemlítjük, hogy a növény Al-tartalmát ill. -felvételét az Al-terhelés bizonyíthatóan nem befolyásolta, így a táblázatos eredmények bemutatásától eltekintettünk. Alumínium döntően a szárban akkumulálódott 44 mg/kg átlagos koncentrációval, míg a hüvelyben ill. magban 4 ill. 2 mg/kg értéket mutattunk ki. A zöldborsó föld feletti része 100–120 g/ha Al-ot tartalmazott. A fitoremediáció, tehát az erősen szennyezett talaj növény általi tisztítása, esetünkben nem látszik célravezetőnek. A 810 kg/ha-os Cd-szennyezés kivonásához hasonló körülmények között pl. több mint 4 ezer évre lenne szükség.

A felvett Cu-mennyiségét (38–56 g ha-onként) a Cu-szennyezés kevéssé befolyásolja. Ennek lehetséges oka, hogy a réz transzportja a növény föld feletti részeibe gátolt. A zöldborsó 22 g, míg az itt nem közölt szárazborsó 60 g higanyt vett fel ha-onként a Hg-terhelés hatására. A hiperakkumulációra képes molibdén maximálisan felvett mennyisége elérheti a 2,3-2,8 kg/ha értéket, mely 500–600-szorosan múlja felül a szennyeztelen talajon termett növények Mo-felvételét. A Ni-felvétel egy nagyságrenddel nőtt a szennyezett talajon, elérve az 51 g/ha maximumot, melyből 34 g-ot a magtermésben találunk (72. táblázat).

72. táblázat. Cu-, Hg-, Mo- és Ni-terhelések hatása a zöldborsó elemfelvételére 1994. VI. 14-én

(1)		(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
Növényi rész	0	90	270	810			
<i>A. Cu g/ha (Cu-terhelés hatására)</i>							
a) szár	16	24	26	26	6	23	
b) hüvely	5	8	8	7	2	7	
c) mag	17	24	21	23	5	21	
d) összesen	38	56	55	56	11	51	
<i>B. Hg g/ha (Hg-terhelés hatására)</i>							
a) szár	<0,1	<0,1	3,8	22,4	2,8	6,6	
b) hüvely	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–	
c) mag	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–	
d) összesen	<0,1	<0,1	3,8	22,4	2,8	6,6	
<i>C. Mo g/ha (Mo-terhelés hatására)</i>							
a) szár	0,4	996	1832	2272	444	1275	
b) hüvely	0,2	110	136	194	58	110	
c) mag	3,9	231	354	385	98	244	
d) összesen	4,5	1337	2322	2851	862	1629	
<i>D. Ni g/ha (Ni-terhelés hatására)</i>							
a) szár	0,4	1	2	7	2	3	
b) hüvely	0,1	3	4	10	2	4	
c) mag	3,6	15	23	34	8	19	
d) összesen	4,1	19	29	51	11	26	

Table 72. Effect of Cu, Hg, Mo and Ni loads on the element uptake of green peas on June 14th 1994. (1)–(4): see Table 71. A. Cu g/ha (as the result of Cu loads). B. Hg g/ha (as the result of Hg loads). C. Mo g/ha (as the result of Mo loads). D. Ni g/ha (as the result of Ni loads).

A zöldborsó Pb-felvétele 8 g/ha, míg az itt nem közölt szárazborsó 20 g/ha körüli maximumot jelzett. Utóbbi maximum alapvetően a szár szennyezésének volt tulajdonítható. A növekvő terheléssel együtt járó terméseszkökenés miatt a Se-felvétel maximuma a 90 kg/ha-os terhelésnél mérhető. Az 1,4 kg/ha felvett szelén 30 %-át találjuk a magban. A szelén a Mo-hez hasonlóan hiperakkumulációt mutat, szennyezett talajon felvétele 2–3-ezerszeresére is nőhet a szennyezetlen talajon fejlődő növényhez viszonyítva. Itt szóba jöhet a fitoremediáció, legalábbis az enyhén szennyezett talajon. A Zn-felvétel maximuma meghaladja a 0,4 kg/ha mennyiséget nagyobb Zn-terhelés esetén. Luxusfelvételre elsősorban a szár képes, nagyságrendi dúsulással (73. táblázat).

73. táblázat. Pb-, Se-, Sr- és Zn-terhelések hatása a zöldborsó elemfelvételére 1994. VI. 14-én

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
Növényi rész	0	90	270	810		
<i>A. Pb g/ha (Pb-terhelés hatására)</i>						
a) szár	0,4	0,8	1,5	4,2	0,8	1,7
b) hüvely	<0,3	<0,3	0,3	<0,3	0,3	0,1
c) mag	0,3	0,8	3,6	3,6	0,6	2,1
d) összesen	0,7	1,6	5,4	7,8	1,6	3,9
<i>B. Se g/ha (Se-terhelés hatására)</i>						
a) szár	<0,6	866	543	146	140	389
b) hüvely	<0,6	104	165	42	38	78
c) mag	0,5	414	-	-	42	103
d) összesen	0,5	1384	708	188	186	570
<i>C. Sr g/ha (Sr-terhelés hatására)</i>						
a) szár	334	638	752	2174	242	974
b) hüvely	66	108	175	447	38	199
c) mag	8	13	413	1056	86	372
d) összesen	408	759	1340	3677	220	1546
<i>D. Zn g/ha (Zn-terhelés hatására)</i>						
a) szár	15	72	133	217	40	109
b) hüvely	7	23	47	45	14	30
c) mag	55	117	127	153	48	113
d) összesen	77	212	307	415	60	253

Megjegyzés: - növényzet kipusztult

Table 73. Effect of Pb, Se, Sr and Zn pollution on the element uptake of green peas on June 14th 1994. (1)–(4): see Table 71. A. Pb g/ha (as the result of Pb loads). B. Se g/ha (as the result of Se loads). C. Sr g/ha (as the result of Sr loads). D. Zn g/ha (as the result of Zn loads).

A borsó összetétele és fajlagos elemtartalma szennyezetlen talajon

A zöldborsó összetételét szennyezetlen talajon a 74. táblázatban tekinthetjük át. A hüvelyesekre jellemzően és a kalászosokkal összevetve a mag különösen gazdag N, K és P makroelemekben. A mellékterméshez képest feldúsul a Zn, Ni és Mo mikroelemekben és drasztikusan vagy nagyságrendileg elszegényedik a Ca, Na, Sr, Al és Ba kationokban.

74. táblázat. A légszáraz zöldborsó összetétele szennyezetlen talajon

(1) Elem jele	(2) Mérték-egység	(3) Levél V. 25-én	(4) Szár	(5) Hüvely	(6) Mag
			VI. 14-én		
N	%	3,44	1,28	1,34	2,85
K	%	1,93	1,27	1,31	1,01
Ca	%	1,50	1,72	1,20	0,10
S	%	0,38	0,32	0,19	0,16
P	%	0,30	0,17	0,24	0,44
Mg	%	0,25	0,21	0,27	0,14
Na	mg/kg	83	55	55	15
Sr	mg/kg	64	88	60	3
Fe	mg/kg	62	78	60	60
B	mg/kg	24	21	14	7
Al	mg/kg	14	44	6	2
Zn	mg/kg	8	5	6	21
Cu	mg/kg	6	4	5	7
Ba	mg/kg	5	7	3	1
Mo	mg/kg	<0,04	0,1	0,2	1,5
Ni	mg/kg	<0,2	<0,2	<0,2	1,4
Co	mg/kg	<0,04	0,2	0,2	0,1

Table 74. Composition of air-dry green peas on unpolluted soil. (1) Element symbol. (2) Unit. (3) Leaves on May 25th. (4) Stalks. (5) Pods. (6) Seeds on June 14th.

A 75. táblázat adatai szerint a 2,6 t/ha magtermés a hozzá tartozó mellékterméssel kerekén 137 kg N-t, 89 kg K-ot (107 kg K₂O), 81 kg Ca-ot, 20 kg P-t (46 kg P₂O₅), 18 kg S-t, 15 kg Mg-ot igényelhet. A hazai szaktanácsadásban a borsóra 50 kg N, 17 kg P₂O₅, 35 kg K₂O, 32 kg CaO, 6 kg MgO a fajlagos elemigény ajánlott 1 t magtermés + a hozzá tartozó melléktermés tervezésekor (MÉM NAK, 1979; Antal, 1987).

75. táblázat. A szárazborsó elemfelvétele és fajlagos elemtartalma 1994. VII. 18-án

(1)Elem jele	(2)Mérték-egység	(3)Szárban 3,8 t/ha	(4)Hüvelyben 1,1 t/ha	(5)Magban 2,6 t/ha	(6)Összesen 7,5 t/ha	(7)Fajlagos 1 t szemre*
N	kg/ha	48,6	14,7	74,1	137,4	53
K	kg/ha	48,3	14,4	26,3	89,0	34
Ca	kg/ha	65,4	13,2	2,6	81,2	31
S	kg/ha	12,2	2,1	4,2	18,5	7
Mg	kg/ha	8,0	3,0	3,6	14,6	6
P	kg/ha	6,5	2,6	11,4	20,5	8
Na	g/ha	209	60	39	308	118
Fe	g/ga	296	66	16	378	145
B	g/ha	80	15	2	97	37
Zn	g/ha	15	7	55	77	30
Cu	g/ha	16	5	17	38	15

* 1 t szem és a hozzá tartozó melléktermés elemkészlete. A kb. 70% víztartalmú zöldborsó fajlagos elemtartalma: 20 kg N, 12 kg K, 11 kg Ca, 2,8 kg P, 2,5 kg S, 2 kg Mg, 50 g Fe, 40 g Na, 12–13 g Zn és B, 6 g Cu. Table 75. Element uptake and specific element contents of dry peas on July 18th 1994. (1)–(2): see Table 74. (3) In the stalks. (4) In the pods. (5) In the seeds. (6) Total. (7) Specific for 1 t seeds. *Element reserves of 1 t seeds and the relevant by-products. Specific element contents of green peas with a moisture content of around 70 %: 20 kg N, 12 kg K, 11 kg Ca, 2,8 kg P, 2,5 kg S, 2 kg Mg, 50 g Fe, 40 g Na, 12–13 g Zn and B, 6 g Cu.

Saját kísérletünkben a főbb esszenciális makro- és mikroelemek fajlagos mutatói az alábbiak szerint alakultak: 53 kg N, 8 kg P (18 kg P_2O_5), 34 kg K (41 kg K_2O), 31 kg Ca (43 kg CaO), 6 kg Mg (10 kg MgO), 7 kg S, 145 g Fe, 118 g Na, 37 g B, 30 g Zn, 15 g Cu, 1–2 g Mo és Ni. Megállapítható, hogy a N, P és K lényegében jól egyezik a szaktanácsadásban elfogadott értékekkel, míg ezen a meszes talajon a Ca és Mg fajlagos mutatói 30–40%-kal magasabbak.

A zöldborsóra Antal (1987) az alábbi fajlagos adatokat közli kg/t szem főtermésre a hozzá tartozó mellékterméssel: N 19, K_2O 15,2, CaO 10, P_2O_5 5,6, MgO 2. A kísérletünkben kapott fajlagos elemigény: N 20, K 12 (K_2O 15), Ca 11 (CaO 15), P 2,8 (P_2O_5 6,4), Mg 2,0 (MgO 3,3), 2,5 kg S, 50 g Fe, 40 g Na, 13 g B, 12 g Zn, 6 g Cu. Itt is legszögezhetjük, hogy a N, P és K fajlagos mutatók közel állóak, míg a meszes termőhelyet tükrözve a Ca és Mg fajlagos mutatók akár 50–60%-kal is nagyobbak lehetnek. Összességében megerősítjük a hazai szaktanácsadásban borsóra ajánlott fajlagos mutatók helyénvalóságát.

Talajszennyezés hatása a gyökérszimbiota mikroorganizmusokra

A pillangós növények gyökerén élő N-kötő baktériumok (Rhizobium fajok) a gazdanövény csírázását követően hatolnak a gyökérszőrökbe és ott gümöket fejlesztenek. A növény előnyben részesíti a talajból való közvetlen N-felvételt. Ha a talaj ásványi-N-nel jól ellátott, kevés gümő képződik. Kísérletünkben évente 100 kg/ha N-műtrágyát adunk és a talaj sem szegény humuszban, így a képződött gümők száma mérsékelt maradt a szennyeztelen talajon is. A talajszennyezés a gazdanövényen keresztül fejtette ki hatását a gümőképződésre. Ott tapasztaltunk depressziót, ahol a hozam is csökkent: az As-, Cr- és Se-kezelésekben. Adatainkat a 76. táblázat foglalja össze.

A növénymagasság virágzáskor kevesebb mint a felére csökkent az As-, ill. 1/7-ére a maximális Se-terhelés nyomán. A Cr-kezelés hatása kevésbé kifejezett. A gümők kb. felét a főgyökereken találtuk, másik felét az oldalgyökereken. Az összes gümők számában a Cr-kezelések nem eredményeztek egyértelmű változást, míg az As-terheléssel összes mennyiségük 1/4-ére mérséklődött. A nagyobb Se-szennyezés nemcsak a növényre volt pusztító hatású, hanem a Rhizobium fajokra is. Hasonló talajokon tehát megszűnhet a pillangósok légköri N-kötése, mely a növények N-ellátásának legolcsóbb, leginkább környezetkímélő útja. A 100 kg/ha körüli Se-terhelés olyan határértéknek minősülhet ezen a termőhelyen, mely a talaj részleges sterilizációjához, termékenységének elvesztéséhez vezethet (76. táblázat).

A mintavételeket és a gümőszámlálást későbbi időpontban, a zöldborsó állapotban is megismételtük június 15-én, melyek ismétlésül szolgálhatnak és megerősíthetik fenti megállapításainkat. Ebben a fejlődési stádiumban az átlagos gümőszám már alacsony, a gümők funkciójukat teljesítve elszáradnak, a növények ásványi táplálkozása, N-felvétele elérte maximumát, ill. befejeződik. Megemlítjük, hogy a főgyökereken mindössze 6 körül alakult az átlagos gümőszám 100 növényre vetítve, azaz az összes gümők 2/3-át már a fiatalabb oldalgyökereken találtuk. A két mintavétel között eltelt 1,5 hónap alatt a gümőszám átlagosan a negyedére esett vissza szennyeztelen talajon. A Se-toxicitás pusztító hatása még ebben a korban is kifejezett és egyértelmű, hiszen 100 növényen mindössze 3–6 db gümőt azonosítottunk (76. táblázat).

76. táblázat. Terméscsökkenést okozó kezelések hatása a borsó gyökerének gümőképzésére

gümőképzés						
(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
jele	0	90	270	810		
A. Növénymagasság cm-ben 1994. V. 30-án						
As	58	55	40	25	10	44
Cr	56	60	57	49		
Se	56	36	11	8		28
B. Gümőszám a főgyökéren, db/100 növény						
As	53	50	61	26	28	48
Cr	49	58	40	46		48
Se	55	53	0	2		28
C. Gümőszám az oldalgyökéren, db/100 növény						
As	86	74	33	8	47	50
Cr	79	52	53	88		68
Se	69	40	2	1		28
D. Összes gümő, db/100 növény 1994. V. 30-án						
As	139	124	94	34	48	98
Cr	128	110	93	134		116
Se	124	93	2	3		55
D. Összes gümő, db/100 növény 1994. VI. 15-én						
As	28	53	19	16	25	29
Cr	29	28	50	23		32
Se	30	9	3	6		12

Megjegyzés: V. 30-án virágzásban, VI. 15-én zöldborsó állapotban

Table 76. Effect of treatments causing yield reductions on the nodule formation of pea roots. (1) Element symbol. (2)–(4): see Table 71. A. Plant height in cm on May 30th 1994. B. No. of nodules on the main root, No./100 plants. C. No. of nodules on the lateral roots, No./100 plants. D. Total No. of nodules, No./100 plants on May 30th and June 15th 1994. Note: On May 30th the plants were flowering, on June 15th green peas were formed.

Külön vizsgáltuk a toxikus Cd- és Se-kezelések hatását a zöldborsó gyökerén spontán létrejött arbuszkuláris mikorrhiza (AM) gomba kolonizációjára. Az AM gombák a magasabb rendű növények mintegy 2/3-ánál előfordulhatnak és mint obligát szimbioták csak az élő növény gyökerében képesek szaporodni. A sejtekben, sejt közötti járatokban hifafonalakat (arbuszkulumokat, vezikulumokat) hoznak létre és ilyen módon nagyságrendekkel megnövelhetik a gyökerek felvevő felületét. A hifák gyökérszór funkciót töltenek be, javítva a növény víz- és tápanyagfeltáró képességét, nagyobb talajtérfigatott hasznosítva. Az endomikorrhiza szimbiózis szerepe a toxikus elemekkel kapcsolatban még nem teljesen tisztázott. A gombapartner általában növeli a gazdanövény nehézfémfelvételét alacsonyabb koncentrációtartományokban. Toxikus terheléseknél viszont a spórák csírázása gátolt, illetve a nem adaptálódott arbuszkuláris mikorrhiza gombák elpusztulhatnak a szennyezett talajokban. Hosszabb ideig tartó szennyezést követően idővel kialakulhatnak az endomikorrhiza gombák olyan ökotípusai, amelyek már toleránsak a nehézfémek magasabb koncentrációival szemben (Gilden & Tinker, 1983; Happer, 1979; Glante,

1990; Pannamperuma, 1972; Vörös et al., 1998). Az adaptálódott arbuszkuláris mikorrhiza gombák védőhatást fejthetnek ki gazdanövényükre, azaz csökkenthetik a toxikus anyagok hajtásba jutásának mértékét. Ilyenkor a gombapartner extraradikális hifákban vagy olyan helyeken kötheti meg a nehézfémeket, aminek következtében a toxikus anyag jelentős része más utakra terelődve (komplexxötés stb.) kivonódik a gazdanövény anyagcsere folyamataiból.

Amint a 77. táblázatban megfigyelhető, a borsó gyökereinek mikorrhizás kolonizációjára utaló mennyiségi és minőségi mutatók drasztikusan romlanak részben a Cd-, főként azonban a Se-kezelésekben. A kevés számú minta nem tette lehetővé, hogy a változásokat statisztikailag is bizonyíthassuk, a trendek azonban meggyőzőek. A nagyobb Se-terhelésű parcellákon termett gyökerek egy részénél hifákat egyáltalán nem találtunk, a mikorrhizáltság már nem fordult elő. Összefoglalva megállapítható, hogy főként a Se-szennyezés jelenthet kifejezett veszélyt az adott termőhelyen. Azon túl, hogy hiperakkumulációra képes a növényi szervekben és fogyasztásra alkalmatlan káros termést eredményezhet, nagyobb terhelésnél a N-kötő rhizobium baktériumokra és az endomikorrhiza gombákra is toxikus, ill. a növények pusztulását okozhatja.

77. táblázat. Cd- és Se-terhelés hatása a zöldborsó gyökerén spontán létrejött arbuszkuláris mikorrhiza gomba kolonizációjára 1994. VI. 15-én

(1) Terhelés kg/ha 1991 tavaszán	(2) Vizsgált tulajdonságok			
	F %	M	a %	A %
a) Kontroll	92	44	31	17
Cd-90	79	22	18	4
Cd-810	47	14	10	3
Se-90	68	24	0	0
Se-270	60	25	27	3
Se-810	15	2	0	0

F: mikorrhizás infekció %-os előfordulási gyakorisága a gyökérrendszerben; M: mikorrhizáció intenzitása 0–100 skálán becsülve (1–1 cm gyökérszegmensen előforduló hifasűrűség); a: arbuszkulumok %-os mennyisége a fertőzött gyökérszakaszokon; A: arbuszkulumok %-os mennyisége a gyökérrendszerben

Table 77. Effect of Cd and Se loads on the spontaneous arbuscular mycorrhizal fungus colonization of green pea roots on June 15th 1994. (1) Loads, kg/ha in spring 1991. A. Control. (2) Characteristics examined. F: % occurrence of mycorrhizal infection on the root system, M: intensity of mycorrhization on a 0–100 scale (hypha density on 1 cm root segments), a: % arbuscules on the infected root segment, A: % arbuscules on the whole root system.

Az említett mikroorganizmusok a talajtermékenység fontos elemei, védelmük a talajszennyezéssel szemben indokolt. A talajszennyezettségi határértékek megállapításánál a leginkább érzékeny fajok tűrőképességét kell alapul venni. Hasonló talajterhelési határkoncentrációk szabadföldi tartamkísérletekben állapíthatók meg. A tartamkísérleteket eltérő minőségű, tulajdonságú talajokon (meszes, savanyú, kolloidokban szegény és kolloidgazdag) kell folytatni különböző növényfajokkal, hogy a szennyezés hatásmechanizmusát feltárjuk hazai talajokon és a szakszerű védekezést a jövőben tudományosan megalapozzuk.

Talajszennyezés hatása a zöldborsó magtermésének minőségére

A klorofill vagy levélzöld a sejtplazma zöld festékanyaga. A klorofill-A kékeszöld, a klorofill-B sárgászöld színű, zsírban oldódó viaszállományú pigment. Ezek a fényenergiát elnyelik és továbbítják a fotoszintézis folyamatában. Fizikai és kémiai hatásokra egyaránt érzékenyek. Méréseink szerint két elem befolyásolta bizonyíthatóan a borsó klorofill koncentrációját. Mind a klorofill-A-, mind a klorofill-B-tartalma emelkedett az As-, a Cr-kezelésekben azonban csökkent. A borsómag klorofill-A készlete 0,8 és 1,7, míg a klorofill-B 4,0 és 8,0 µg/kg tartományban ingadozott az eltérő As- és Cr-kezelésekben. A két összetevő 1:5 körüli átlagos arányt mutatott, mely arány meglehetősen stabil maradt az egyes kezelésekben (78. táblázat).

A lutein vagy xantofil az egyik legelterjedtebb természetes karotinoid, a klorofill állandó kísérője, sárga színű pigment. Előfordul a tojás sárgájában, tejben, vérsérumban, sárgarépában, kukoricában stb. Ez az anyag okozza az őszi levelek sárgulását, elszíneződését. A béta-karotin szimmetrikus felépítésű, optikailag aktív, széthasadva két A-vitamint képezhet, ezért jelentős A-vitamin forrásként szolgál. Ismerünk közel 100-féle növényi színezőanyagot, melyek gyűjtőneve „karotinoidok”. Többnyire sárga, vörös és ibolya színűek. Színüket a konjugált kettős kötések adják. A fehérjékhez kötött klorofillhoz szerkezetileg is kapcsolódnak, zsírban oldódnak.

78. táblázat. As- és Cr-kezelések hatása a zöldborsó magtermésének klorofill- és karotintartalmára 1994. VI. 14-én

(1) Klorofill, karotin	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. As-terhelés hatására (µg/kg friss anyagban)						
a) Klorofill-A	1,2	1,2	1,5	1,7	0,5	1,4
b) Klorofill-B	5,6	6,0	6,8	8,0	2,4	6,6
c) Együtt	6,8	7,2	8,3	9,7	2,8	8,0
d) Lutein	9,3	9,5	10,6	11,2	2,4	10,1
e) Béta karotin	2,3	2,6	4,4	3,4	2,0	3,2
f) Összes karotin	15,3	16,2	18,2	20,4	4,6	17,5
B. Cr-terhelés hatására (µg/kg friss anyagban)						
a) Klorofill-A	1,2	1,2	1,2	0,8	0,5	1,1
b) Klorofill-B	6,3	6,1	5,5	4,0	2,4	5,4
c) Együtt	7,5	7,3	6,7	4,8	2,8	6,5
d) Lutein	9,0	9,1	9,2	5,9	2,4	8,3
e) Béta karotin	2,4	2,4	1,4	0,6	2,0	1,7
f) Összes karotin	15,4	15,1	14,8	7,3	4,6	13,1

Megjegyzés: Az Se-terhelés a mutatókat érdemben nem befolyásolta

Table 78. Effect of As and Cr treatments on the chlorophyll and carotene contents of green peas on June 14th 1994. (1) Chlorophyll, carotene. a) Chlorophyll-a, b) Chlorophyll-b, c) Together, d) Lutein, e) β-carotene, f) Total carotene. (2)–(4): see Table 71. A. As the result of As loads (µg/kg fresh matter). B. As the result of Cr loads (µg/kg fresh matter). Note: Se loads did not lead to any significant change in the parameters.

Amint a 78. táblázat adatai bizonyítják, az arzén itt is mérsékelten minőségjavító hatást mutatott, tendenciájában vagy bizonyíthatóan nőtt a lutein, a béta karotin, valamint az összes karotin mennyisége. A Cr-kezelés viszont csökkentette a jellemzőket, az összes karotin felére, míg a béta karotin 1/4-ére zuhant a borsó magtermésében. Az egyéb szennyezők, beleértve a Se-t, illetően minőségrontó módosító hatását nem lehetett egyértelműen igazolni. A nagyobb Se-terhelésű kezelésekben nem is állt rendelkezésre elegendő magtermés a vizsgálatokhoz. Tehát arra a következtetésre juthatunk, hogy a talajszennyezés ronthatja is és javíthatja is a borsómag pigmentjeinek képződését, a szennyező elemektől függően.

A borsó vetőmag értékmérő tulajdonságainak vizsgálata

A vetőmag értékét az öröklött tulajdonságok összessége, a fajta, valamint a vetőmag minősége határozza meg. A minőség függ a csírázóképessegtől, a csírázási erélytől, egészségi állapottól, tisztaságtól, víztartalomtól, osztályozottsági fokozattól, hektolitersúlytól és 1000-mag tömegtől. Kérdés, vajon a talajszennyezés milyen hatással lehet a vetőmag értékmérő tulajdonságaira, csírázóképessegre, ill. az utódok életképességére? A vizsgálatok adataiból megállapítható volt, hogy a csírázási tulajdonságok azon kezelésekben romlottak, ahol érdemi termésnövekedés is jelentkezett. A 13 szennyező elem közül csupán az extrém fitotoxicitást jelző nagyobb Cr- és Se-terhelésnél volt kimutatható a degradáció, a magtermés tehát genetikailag viszonylag védett. A termésnövekedéshez vezető As-, Cr- és Se-kezelésekben mért adatokat a 79. táblázatban tanulmányozhatjuk.

79. táblázat. Termésnövekedést okozó kezelések hatása a borsómag csírázására

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
jele	0	90	270	810		
<i>A. Csírázási erély %-a (Első számolás az 5. napon)</i>						
As	76	79	67	75	21	74
Cr	80	68	60	58		67
Se	73	51	30	*		51
<i>B. Ép csíra %</i>						
As	77	80	74	75	13	76
Cr	82	70	66	67		71
Se	78	60	30	*		56
<i>C. Beteg csíra %</i>						
As	13	9	13	13	7	12
Cr	10	15	15	12		13
Se	12	18	48	*		26
<i>D. Rothadt csíra %</i>						
As	10	11	13	12	10	11
Cr	8	15	19	21		16
Se	10	22	23	*		18

* Magtermés nem képződött

Table 79. Effect of treatments causing yield reductions on the germination of pea seeds on July 31st 1994. (1)–(4): see Table 76. A. Germination vigour, % (first count on the 5th day). B. Healthy germs, %. C. Diseased germs, %. D. Rotten germs, %. *No seed yield was formed.

A maximális Cr-terheléssel igazolhatóan mérséklődött a csírázási erély és az ép csírák %-a, valamint nőtt a rothadt csírák mennyisége. A nagyobb Se-terhelés pusztító hatása nyilvánult meg abban, hogy a maximális adagnál magtermés egyáltalán nem képződött, a 270 kg/ha adagnál pedig a csírázási erély és az ép csírák mennyisége 30%-ra esett vissza, ill. az életképtelen beteg és elhalt csírák együttes aránya 70%-ot tett ki. Emlékeztetőül: itt a kombájnolt szemtermés 10%-ra zuhant a kontroll terméséhez képest, tehát a valóban életképes magtermés a kontroll 3%-ára becsülhető. A 90 kg/ha Se-kezelésben a kombájnolt szemtermés nem tért el érdemben a kontrollon mért mennyiségtől, azonban a beteg + rothadt csírák aránya 40%-ra nőtt, ill. az ép csíra %-a 78-ról 60-ra csökkent. Más szavakkal, az életképes magtermés közel 1/4-ét már itt is elvesztettük (79. táblázat).

Tanulságos áttekinteni a kelési, korai növényborítottsági %-okat a kísérletben. Amint a 80. táblázatból kitűnik, az arzén, króm és szelén már az elvetett egészséges fémzárolt vetőmag csírázását, kezdeti fejlődését is gátolta. A gyomokra ugyanilyen gátló hatást fejtett ki. A tenyészidő előrehaladtával a depresszió egyre kifejezettebbé vált, különösen az extrém Se-kezelésekben. A növények gyökerei ugyanis nem tudták „kinőni” a szennyezett talajréteget. Amint a mélyfúrások elemzése igazolta, az arzenát, kromát és szelenát anionformák mobilisak maradnak és részben a mélyebb rétegekbe mosódhatnak ezen a jól szellőző meszes talajon.

80. táblázat. Terméscsökkenést okozó kezelések hatása a növényborítottságra 1994. IV. 19-én

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. Borsóborítottság %-a						
As	81	78	72	53	18	71
Cr	89	86	79	68		80
Se	82	68	45	38		58
B. Gyomborítottság %-a						
As	4	3	2	0	3	2
Cr	2	2	2	0		1
Se	3	2	0	0		1
C. Összes borítottság %-a						
As	85	81	74	53	20	73
Cr	91	87	81	68		81
Se	85	70	45	38		59

Table 80. Effect of treatments causing yield reductions on the plant cover on April 19th 1994. (1)–(4): see Table 76. A. Pea cover, %. B. Weed cover, %. C. Total cover, %.

Összefoglalás

– A 13 vizsgált mikroelemből az As, Cr és Se bizonyult fitotoxikusnak a borsóra. Szennyezetlen talajon 2,5 t/ha légszáraz magtermést kaptunk, mely a maximális As-terhelés esetén 0,4 t/ha, Cr-terheléssel 1,6 t/ha mennyiségre csökkent. A 270 és 810 kg/ha Se-terhelés a borsó és a gyomok teljes pusztulását eredményezte.

- Az adott meszes vályog csernozjom talajon az arzén, króm és higany dúsulása az extrém terhelés ellenére is csak a borsó vegetatív szerveiben volt igazolható, a magban nem. A Ba, Cd, Cu és Pb elemek mozgása is gátolt a talaj–növény rendszerben, a magtermésben mindössze néhány, vagy néhány tized mg/kg mennyiségben halmozódtak fel. Mérsékeltén dúsult a nikkel, mely a magtermésben akkumulálódott döntően. A stroncium nagyságrendi emelkedést mutatott, a maximális koncentrációk a borsó vegetatív részeiben jelentkeztek. A Zn-szennyezést elsősorban szintén a melléktermés képes jelezni nagyságrendi felhalmozással, míg a mag Zn-tartalma állandóbbnak bizonyult.
- Extrém dúsulásra, 2–3 nagyságrendi akkumulációra a molibdén és szelén volt képes mind a vegetatív részekben, mind a magban. Mivel esszenciális elemek, a mag genetikailag nem védett a szennyezéstől és e két elem döntően a transzspirációs árammal mozog, ezért könnyen felhalmozódhat a föld feletti szervekben. Molibdenát- és szelenátanionként mobilisak maradnak a jól szellőzőtt meszes talajban. A szelén különös figyelmet érdemel fitotoxicitása miatt. A Ny-európai tapasztalatoktól eltérően hazai termőhelyeink jelentős részén a legveszélyesebb talajszennyezők nem az ismertebb nehézfémek kationjai lehetnek (Pb, Cd, Hg, Cu, Zn) hanem a mobilis és/vagy toxikus anion formák, mint az arzenát, szelenát, kromát, molibdenát.
- A Se-túlsúly elsősorban a K, kisebb részben a Ca ill. Mg fémek és a B felvételét gátolja és olyan mérvű hiányt (főként K-hiányt) indukálhat, amely megállíthatja a növény növekedését, ill. elszáradásához és pusztulásához vezethet. A Cr-túlsúly hasonló módon Cu-hiányt okozott, mely hozzájárulhatott a Cr-toxicitás kifejlődéséhez, a növény elszáradásához és termésesőkhöz.
- A 810 kg/ha maximális terhelésű parcellákon a borsó föld feletti termésébe (szem+szár+hüvely) 10–20 g As, Cd, Cr, Hg és Pb, 50–60 g Cu és Ni, 143 g Ba, 415 g Zn, 2851 g Mo és 3677 g Sr halmozódott fel hektáronként. A Se-felvétel maximuma a 90 kg Se/ha kezelésben jelentkezett és 1384 g/ha mennyiséget tett ki, mivel a nagyobb terhelés a növény részleges vagy teljes pusztulásához vezetett. A felvett elemek tömegét általában a melléktermésben találjuk, a luxusfelvétel fő szerve a szár. Ez alól kivételt a nikkel jelentett, ahol a mag dúsult alapvetően a Ni-lal szennyezett talajon.
- Hiperakkumulációt a Mo és Se mutatott, mely elemek felvétele több ezerszeresére nőtt az erősen szennyezett talajon. Az ilyen talaj tisztítása fitoremediációval azonban nem lehet reális alternatíva, hiszen mindez a Mo és Se esetén 300–600, míg pl. a Cd esetén 4000 évet igényelhetne hasonló körülmények között.
- A borsó 1 t magtermése a hozzá tartozó mellékterméssel együtt 53 kg N, 8 kg P (18 kg P₂O₅), 34 kg K (41 kg K₂O), 31 kg Ca (43 kg CaO), 6 kg Mg (10 kg MgO), 7 kg S, 145 g Fe, 118 g Na, 37 g B, 30 g Zn, 15 g Cu, 1-2 g Mo és Ni elemet tartalmazott. A fajlagos N-, P- és K-tartalom jól egyezik a hazai szaktanácsadásban ajánlottal, míg a fajlagos Ca- és Mg-tartalom 30–40 %-kal nagyobbak adódott ezen a meszes talajon.
- Az extrémabb As- és Se-szennyezés gyakorlatilag megszüntette a gyökereken a gümőképződést, a légköri N-kötést. Károsodott az endomikorrhiza szimbiózis a szennyezett talajon. A Se-terheléses parcellákon termett gyökerek egy részénél

hifákat egyáltalán nem találtunk, a mikorrhizáltság megszűnt. Részben hasonló hatású volt a nagyobb Cd-terhelés is.

– A borsómag klorofillkészletét, valamint karotinoid-tartalmát az arzén tendenciájában növelte, míg a Cr-szennyezés erőteljesen csökkentette. A béta karotin 1/4-ére, az összes karotin felére mérséklődött az extrém Cr-terheléssel. A talajszennyezéssel tehát javulhat is (As), romolhat is (Cr) a mag minősége a szennyező milyenségétől függően.

– A maximális Cr-, valamint minden Se-kezelésben romlottak a vetőmag minőségi mutatók. A 270 kg/ha Se-terhelésnél a csírázási erély és az ép csírák mennyisége 30 %-ra zuhant, ill. az életképtelen beteg és elhalt csírák együttes aránya 70 %-ot tett ki. Mivel itt a kombájnolt szemtermés a kontroll 10 %-a volt csupán, az életképes maghozam a kontroll 3–4 %-ára becsülhető.

– Az As, Se és Cr elemekkel szennyezett talajon a borsó és a gyomok kelése, kezdeti fejlődése már gátolt volt, melyre a korai növényborítottsági adatok utaltak. A tenyészidő során a mérgezés előrehaladt, a növény gyökerei nem tudták „kinőni” a szennyezést, a szennyezett talajréteget. Az arzenát, kromát és szelenát anionformák mobilisak maradnak és részben a mélyebb rétegekbe mosódnak ezen a jól szellőzőtt meszes talajon.

Effect of Microelement Loads on Peas in 1994 (Summary)

– Of the 13 microelements examined, As, Cr and Se proved to be phytotoxic to peas. On unpolluted soil an air-dry seed yield of 2.5 t/ha was achieved, which decreased to 0.4 t/ha and 1.6 t/ha in the case of maximum As and Cr loads, respectively. 270 and 810 kg/ha Se loads led to the complete destruction of both peas and weeds.

– On the given loamy-textured calcareous chernozem soil, the accumulation of arsenic, chromium and mercury was only significant in the vegetative organs of pea plants, and not in the seed, despite the extreme pollution. The mobility of Ba, Cd, Cu and Pb was also inhibited in the soil–plant system, and these elements only accumulated in the seed yield at rates of a few mg or a few tenths of mg/kg. There was a moderate accumulation of nickel, especially in the seed. There was an order of magnitude rise in the quantity of strontium, with maximum concentrations in the vegetative organs of pea. Zinc pollution was also signalled primarily by an accumulation of an order of magnitude in the by-products, while the Zn content of the seed was relatively stable.

– Molybdenum and selenium were capable of accumulating by 2–3 orders of magnitude in both the vegetative organs and the seed. Since these are essential elements, the seed is not protected genetically from pollution and these two elements move chiefly with the transpiration flow, so they are easily accumulated in the aboveground organs. In the form of molybdenate and selenate ions they remain mobile in a well-aerated calcareous soil. Selenium requires special attention due to its phytotoxicity. Unlike experience in Western Europe, the most dangerous soil pollutants in most growing regions in Hungary are not the cations of the better-known heavy metals (Pb, Cd, Hg, Cu, Zn), but the mobile and/or toxic anion forms, such as arsenate, selenate, chromate and molybdenate.

- Se dominance inhibits the uptake of K, and to a lesser extent that of Ca, Mg and B, and may induce such a serious deficiency, especially in the case of K, that plant growth ceases and the plants may wither and die. In the same way, Cr accumulation leads to Cu deficiency, which in turn contributes to the development of Cr toxicity and thus to plant withering and yield losses.
- In plots loaded at the maximum rate of 810 kg/ha the accumulation of pollutants in the aboveground yield (seed+stalk+pod) amounted to 10–20 g As, Cd, Cr, Hg and Pb, 50–60 g Cu and Ni, 143 g Ba, 415 g Zn, 2851 g Mo and 3677 g Sr per hectare. The maximum Se uptake, amounting to 1384 g/ha, was measured in the 90 kg/ha treatment, since higher doses resulted in the partial or complete destruction of the plants. Most of the absorbed elements were found in the by-products; the main organ responsible for luxury uptake was the stalk. The exception to this was nickel, where the seed concentration increased to the greatest extent on Ni-loaded soil.
- Hyperaccumulation was exhibited by Mo and Se, the uptake of which increased many thousands of times on intensely polluted soil. The cleansing of such soil through phytoremediation is not a realistic alternative, since under similar conditions this would require 300–600 years in the case of Mo and Se and 4000 years in the case of Cd.
- One tonne of pea seed plus the relevant by-products contained 53 kg N, 8 kg P (18 kg P_2O_5), 34 kg K (41 kg K_2O), 31 kg Ca (43 kg CaO), 6 kg Mg (10 kg MgO), 7 kg S, 145 g Fe, 118 g Na, 37 g B, 30 g Zn, 15 g Cu, and 1–2 g Mo and Ni. The specific N, P and K contents are in good correspondence with the recommendations, while the specific Ca and Mg contents were 30–40% higher on this calcareous soil.
- Higher values of As and Se pollution practically eliminated nodule formation, and thus atmospheric N fixation, on the roots. Endomycorrhizal symbiosis suffered damage in polluted soil. No hyphae at all were found on some roots growing in Se-loaded plots, so there was no endomycorrhization. To some extent higher Cd loads had a similar effect.
- Arsenic had a tendency to increase the chlorophyll and carotinoid contents of pea seeds, while Cr pollution led to a great reduction. The quantity of β -carotene was reduced to $\frac{1}{4}$ and that of total carotene to $\frac{1}{2}$ as the result of extreme Cr loads. Soil pollution may thus lead to an improvement (As) or deterioration (Cr) of seed quality, depending on the type of pollution.
- In the maximum Cr and Se treatments the seed quality parameters declined. At 270 kg/ha, Se pollution caused germination vigour and the number of healthy germs to drop to 30%, i.e. the total ratio of inviable or dead germs amounted to 70%. Since the total seed yield was only 10% of that on the control plots, the viable seed yield could be estimated as 3–4% of the control.
- On soil polluted with As, Se and Cr the emergence and early development of both peas and weeds was inhibited, as shown by early plant cover data. In the course of the vegetation period the toxicity increased and the plant roots were unable to “grow out of” the pollution, or the polluted soil layer. The arsenate, chromate and selenate anion forms remained mobile and some were leached to deeper layers in this well-aerated calcareous soil.

Mikroelem-terhelés hatása a céklára 1995-ben

A vetés április 25-én történt Detroit Standard fajtaival, Nibex szemenkénti vetőgéppel, 2–3 cm mélyre helyezve a monogerm magvakat. A választott fajta friss fogyasztásra és konzervipari feldolgozásra egyaránt alkalmas. Gyökértermése 10–25 t/ha között ingadozik, de öntözve 2–3-szoros mennyiségre is képes. A sor x tő távolságot többszöri egyelést követően 50 x 10 cm-re állítottuk be, mely 200 ezer db/ha tőszámot jelent.

Bonitálást végeztünk állományfejlettségre május végén 2–4 leveles korban és betakarítás előtt (1–5 skálán). Levélanalízis céljából parcellánként 20–20 növény föld feletti hajtását gyűjtöttük a tenyészidő közepén, június 21-én. Betakarításkor (szeptember 8-án) 20–20 leveles gyökeret vettünk parcellánként a laboratóriumi vizsgálatokra. Megmértük az átlagminták friss és légszáraz tömegét (40–50 °C-on történt szárítást követően), majd a 300 db átlagmintát finomra daráltuk és cc.HNO₃ + cc.H₂O₂ roncsolás után 20–24 elemre analizáltuk, ICP-technikát alkalmazva.

A parcellák bruttó területe $3,5 \times 6 = 21 \text{ m}^2$. Betakarításkor a belső 4–4 sor állományát emeltük ki, tehát a nettó értékelt terület $6 \times 4 = 24 \text{ fm}$, azaz 12 m^2 -t tett ki. Az 1995. évben 107 mm-rel kevesebb csapadék hullott, mint a sokéves átlag. Augusztusban a cékla mindössze 7 mm csapadékot kapott, így a termés is mérsékelten maradt. A száraz, forró július és augusztus nem kedvezett a cékla fejlődésének.

Mikroelem-terhelés hatása a cékla és a gyomok fejlődésére

A 81. táblázatban bemutatott adatok szerint négy elem okozott terméscsökkenést: As, Cd, Cr és Se. A bonitálási eredmények arra utalnak, hogy az arzén által okozott mérgezés idővel mérséklődött, sőt a gyökér és a lombtermés sem jelezte már igazolhatóan betakarításkor. Ezzel szemben a króm depresszív hatása drasztikusan erősödött a korról, betakarítás idejére már a 810 kg/ha terhelésű parcellákon jórészt kipusztultak a növények. Korábbi vizsgálataink szerint a kromát formában adott Cr(VI) a szántott réteg alatt dúsult fel, míg az arzén a szántott rétegben maradt. Feltehető, hogy míg az arzénnal szennyezett réteget a cékla idővel kinőtte, addig a krómmal szennyezettbe „belenőtt”.

A növekvő Cd-terheléssel a növény tömege az egész tenyészidő folyamán alacsony maradt, különösen a betakarításkori gyökértermés csökkent drasztikusan (a kontrolltalajon mért érték 1/10-ére). A Se-toxicitás volt a leginkább kifejezett, mely a 270, ill. 810 kg/ha kezelésben már a keléskori állomány elszáradásához, pusztulásához vezetett. A lomb légszáraz anyaga jún. 21-én 9%-ot, szept. 6-án (betakarításkor) 18%-ot tett ki. A betakarításkori gyökér átlagosan 14% légszáraz anyagot tartalmazott (81. táblázat).

81. táblázat. Terméscsökkenést okozó toxikus elemek hatása a céklára, 1995

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Bonitálás fejlettségre máj. 29-én</i>						
As	5,0	5,0	5,0	2,0	1,3	4,3
Cd	4,5	2,5	1,5	1,5		2,5
Cr	4,5	4,5	4,0	3,5		4,1
Se	4,5	1,0	1,0	1,0		1,9
<i>B. Bonitálás fejlettségre szept. 11-én</i>						
As	4,5	4,0	4,0	2,5	1,9	3,8
Cd	4,0	4,0	2,5	1,5		3,0
Cr	4,5	4,0	4,0	1,5		3,5
Se	5,0	3,5	1,0	1,0		2,6
<i>C. Friss lombtömeg, g/20 növény jún. 21-én</i>						
As	328	232	269	241	144	268
Cd	283	268	112	101		191
Cr	314	318	259	221		278
Se	352	159	0	0		128
<i>D. Friss lombtömeg, t/ha szept. 11-én</i>						
As	4,5	4,6	4,3	5,2	2,8	4,6
Cd	4,2	4,3	3,1	1,2		3,2
Cr	6,0	4,7	6,3	2,0		4,8
Se	4,6	3,2	0,0	0,0		2,0
<i>E. Friss gyökértömeg, t/ha szept. 11-én</i>						
As	14,7	17,1	17,6	12,3	8,7	15,4
Cd	16,2	12,9	5,3	1,5		9,0
Cr	19,1	16,6	12,0	3,5		12,8
Se	16,7	11,4	0,0	0,0		7,0

Megjegyzés: Légszáraz anyag a lombban jún. 21-én 9 %; betakarításkor 18 % (a gyökérben 14% átlagosan). Bonitálás: 1= igen gyenge, pusztuló állomány, 5= jól fejlett állomány
 Table 81. Effect of toxic elements causing yield reductions in beetroot. (1)–(4): see Table 76.
 A. Scoring for plant development, May 29th. B. Scoring for plant development, Sep. 11th. C. Fresh foliage mass, g/20 plants, Jun. 21st. D. Fresh foliage mass, t/ha, Sep. 11th. E. Fresh root mass, t/ha, Sep. 11th. Note: air-dry matter in the foliage on Jun. 21st: 9 %, at harvest: 18% (14% in the roots on average). Scoring: 1: very weak, dying stand, 5: well-developed stand.

A cékla lassan indult fejlődésnek. Május végén a talajt mindössze 4–5 %-ban borította. A gyomborítottság viszont elérte a 80–90 %-ot a gyomirtó kapálás előtt. Domináns gyomfaj az *Amaranthus blitoides* volt. A *Chenopodium* fajok 3–4 %-os fedettségén túl még 13 gyomfajt azonosítottunk a kísérletben. Gyomokra a nagyobb As-, Cr- és főként a Se-kezelés hasonlóképpen toxikus hatású volt, mint a céklára (82. táblázat).

A kísérletes gyombiológiai kutatások előtérbe kerülésével lehetővé válik a kultúrnövény és gyomok versengésének részletes megismerése és ezen keresztül a gyomszabályozás lehetőségének feltárása is. A tápanyagokért és a vízéért folyó versengés mellett újabb területet jelenthet a gyomok és a főbb kultúrnövények

talajszennyezőkkel szembeni érzékenysége. Kevésbé szennyezett talajokon felvetődhet a fitoremediáció, mint reális alternatíva. A kétszikű, nagytestű gyomfajokat ugyanis intenzív anyagszere jellemzi és kimagasló mikroelem-felvételre képesek (Lehoczky *et al.*, 1988; Lehoczky, 1994).

82. táblázat. Terméscsökkenést okozó toxikus elemek hatása a cékla és a gyom fejlettségére, 1995. május 31.

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Céklafedettség %-a</i>						
As	3,5	4,5	5,0	3,0	2,9	4,0
Cd	4,0	3,0	2,2	1,8		2,7
Cr	5,5	5,5	4,5	3,0		4,6
Se	4,5	1,3	0,0	0,0		1,5
<i>B. Gyomfedettség %-a</i>						
As	74	71	56	6	21	52
Cd	89	96	46	74		76
Cr	85	89	73	30		69
Se	78	29	1	0		27
<i>C. Összes fedettség %-a</i>						
As	78	75	61	9	21	56
Cd	93	99	48	75		79
Cr	91	94	78	33		74
Se	80	30	1	0		28
<i>D. Amaranthus blitoides fedettség %-a</i>						
As	53	55	52	0	24	40
Cd	88	95	45	73		75
Cr	83	82	68	28		65
Se	70	28	1	0		25

Megjegyzés: A *Chenopodium* fajok 3–4 % borítottsága mellett még 13 gyomfaj jelen-léte volt azonosítható

Table 82. Effect of toxic elements causing yield reductions on the development of beetroot and weeds, May 31st 1995. (1)–(4): see Table 76. A. % beetroot cover. B. % weed cover. C. Total % cover. D. % cover with *Amaranthus blitoides*. Note: In addition to 3–4% cover with *Chenopodium* species, a further 13 weed species were identified.

Mikroelem-terhelés hatása a cékla elemösszetételére

A kezelések hatását a légszáraz cékla összetételére a 83. táblázatban tanulmányozhatjuk. Az arzén mozgása szemmel láthatóan gátolt a talaj–növény rendszerben, az akkumuláció mérsékelt maradt. A 8/1985. (X. 21.) EüM rendelet szárított zöldségre maximálisan 4 mg/kg As-, 2 mg/kg Pb-, 0,3 mg/kg Cd- és 0,05 mg/kg Hg-koncentrációt engedélyez. Egyéb elemekre nem ad meg határértékeket. Takarmánykeverékek a következő mennyiségeket tartalmazhatnak: As 2, Pb 5, Cd 0,5, Hg 0,1 mg/kg. A cékla levele tehát már 270, míg a gyökere a 810 kg/ha terhelésnél eredményezhet állati vagy emberi fogyasztásra alkalmatlan terméket ezen a talajon.

83. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz cékla elemtartalmára 1995-ben

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. As-terhelés hatására, mg As/kg						
a) levél ¹	<0,4	<0,4	2,0	13,4	1,0	3,8
b) levél ²	<0,4	<0,4	5,6	12,2	1,5	4,4
c) gyökér ²	<0,4	<0,4	<0,4	9,2	1,2	2,3
B. Ba-terhelés hatására, mg Ba/kg						
a) levél ¹	62	79	109	144	18	99
b) levél ²	75	88	112	118	24	98
c) gyökér ²	23	33	38	43	7	34
C. Cd-terhelés hatására, mg Cd/kg						
a) levél ¹	0,4	31	56	68	3	39
b) levél ²	0,4	27	47	80	9	38
c) gyökér ²	0,4	18	47	55	10	30
D. Cr-terhelés hatására, mg Cr/kg						
a) levél ¹	1,5	5	15	18	2	10
b) levél ²	4,1	10	29	38	3	20
c) gyökér ²	1,0	4	8	13	2	6
E. Cu-terhelés hatására, mg Cu/kg						
a) levél ¹	10	11	14	18	3	13
b) levél ²	8	13	17	22	3	15
c) gyökér ²	9	11	12	15	2	12
F. Hg-terhelés hatására, mg Hg/kg						
a) levél ¹	<0,1	0,6	5,1	8,9	1,3	3,8
b) levél ²	<0,1	1,6	4,6	14,2	2,8	5,1
c) gyökér ²	<0,1	0,5	1,2	6,8	1,6	2,1
G. Mo-terhelés hatására, mg Mo/kg						
a) levél ¹	0,1	243	459	916	35	405
b) levél ²	<0,04	182	451	852	15	371
c) gyökér ²	<0,04	37	70	114	8	55
H. Ni-terhelés hatására, mg Ni/kg						
a) levél ¹	0,9	2,1	3,5	14,0	1,0	5,1
b) levél ²	3,0	5,0	8,9	27,2	1,9	11,0
c) gyökér ²	1,5	3,3	5,1	8,4	0,6	4,6
I. Pb-terhelés hatására, mg Pb/kg						
a) levél ¹	0,5	1,8	2,6	6,9	1,5	2,9
b) levél ²	1,0	3,6	8,1	14,6	1,9	6,8
c) gyökér ²	<0,3	0,2	1,6	3,0	0,8	1,2
J. Se-terhelés hatására, mg Se/kg						
a) levél ¹	1	434	(-)	(-)	23	218
b) levél ²	1	608	(-)	(-)	39	305
c) gyökér ²	1	143	(-)	(-)	10	72
K. Sr-terhelés hatására, mg Sr/kg						
a) levél ¹	98	149	223	552	42	256
b) levél ²	140	270	298	778	47	372
c) gyökér ²	45	63	67	161	18	84
L. Zn-terhelés hatására, mg Zn/kg						
a) levél ¹	20	42	51	83	15	49
b) levél ²	12	24	42	72	7	38
c) gyökér ²	18	46	70	96	8	58

¹-tenyésztés közepén jún. 21-én, ²-betakarításkor szept. 7-én; (-):növényzet kipusztult. As- és Hg-tartalom <0,1 mg/kg kontrol talajon
 Table 83. Effect of treatments on the element content of air-dry beetroot. (1) Plant organ. a) leaf¹, b) leaf², c) root². (2)–(4): see Table 76. A–L. As the result of As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sr and Zn loads, respectively, mg/kg. ¹in the middle of the vegetation period, on Jun. 21st 1995; ²at harvest, on Sep. 7th 1995. Note: The As and Hg contents < 0.1 mg/kg on untreated soil.

A Ba-koncentráció is mérsékelten növekedett, mindössze megduplázódott a maximális Ba-terhelés nyomán. A Cd-dúsulás aggodalomra adhat okot, hiszen két nagyságrendet elérve a növényi részekben erősen szennyezett termést adott. A gyökér sem védett a káros hatás ellen. Egy nagyságrenddel dúsult a króm és már a szennyezetlen talajon 1–4 mg/kg közötti értéket mutatott. A Cu-tartalom átlagosan mindössze megkétszereződött a növényi részekben, a termés még nem tekinthető szennyezettnek. Ezzel szemben már a 90 kg/ha Hg-terhelésnél a növényi minőség kifogásolható, ill. a határérték felett szennyezetté válik (83. táblázat).

A molibdén extrém mértékben halmozódik, az akkumuláció három nagyságrendbeli. Ismeretes, hogy a molibdén – a transzspirációs árammal bejutva – főként a föld feletti hajtásban, ill. levelekben dúsulhat. Ez a jelenség nem jár együtt terméscsökkenéssel, az extrém Mo-túlsúly nem okoz fitotoxicitást. A növényevő ember vagy állat számára az ilyen összetételű termék azonban már elfogadhatatlan. Az 5 mg/kg feletti Mo-koncentrációt károsnak minősítjük, mert Cu-hiányt indukálhat, míg az extrém Mo-túlsúly toxikózist okozhat. A Ni-felvétel egy nagyságrendbeli dúsulással járt a levélben, némileg mérsékeltebb volt a gyökérben.

A Pb-koncentráció a gyökér esetében és a fiatal levélben csak a maximális 810 kg/ha terhelésnél haladta meg a határértéket. A Se-tartalom főként az előregedő levélben már a 90 kg/ha adagnál több százszorosára nőtt. Az e feletti terhelésnél a cékla kipusztult. Tehát a molibdenát és szelenát anion-formák fél évtized után is mobilisak maradhatnak ebben a meszes, jól szellőző talajban. A molibdéntől eltérően azonban a szelén fitotoxicitása kifejezett. A stroncium átlagosan 4–5-szörös maximális felhalmozást jelez a növényi részekben. A kevésbé veszélyes jelleg miatt a szabványok nem közölnek határértékeket a Sr elemre. Az extrém Se-túlsúly természetesen toxikózishoz vezethet állatban és emberben. A Zn-koncentráció a Sr-hoz hasonlóan 4–5-szörös dúsulást mutatott (83. táblázat).

Megemlítjük, hogy a szárazság miatt a cékla fiatal lombja, ill. a betakarításkori gyökere egyaránt nagy NO₃-N-koncentrációkat tükrözött. Amint a 84. táblázat adatai mutatják, az As-terheléssel igazolhatóan emelkedett a NO₃-N-tartalom mind a levélben, mind a gyökérben, elérve a 3400–4000 mg/kg értékeket. Szignifikánsan nőtt a szelénnel szennyezett gyökér NO₃-N-készlete is. A nitrát közismerten tartaléktápanyag, melyet a növény aminosavakba és fehérjékbe épít be. Úgy tűnik, hogy a NO₃-redukciót mind az As-, mind a Se-túlsúlya gátolhatja, anyagcserezavarokat okozva.

A cékla átlagos összetételét szennyezetlen talajon a 85. táblázatban vizsgálhatjuk. Megállapítható, hogy a répafélékre jellemzően a lombban kiugróan nagy lehet a K, Ca, Na, Mg elemekben való dúsulás. Más kultúrákhoz (kalászosok, kukorica) viszonyítva emelkedett koncentrációt mutat a levélben a S és P is, valamint egy nagyságrenddel gazdagabb Cr, Co, Ni, Cd, Se, Pb, Mo nyomelemekben. A gyökér ásványi elemekben szegényebb, mint a lomb. Ez alól

kivételt a K, N, NO₃-N, Zn, Cu jelentett. A 25 vizsgált elemből méréshatár, ill. 0,1 mg/kg koncentráció alatt maradt az As, Hg, Mo.

84. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz cékla NO₃-N-tartalmára, 1995

0.7. táblázat: Fehéresen nitrosz a legszárazabb és a legnedvesebb talajban, 1998						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Levélben jún. 21-én, mg/g</i>						
As	1,41	1,38	2,17	3,42	1,09	2,09
Cd	1,74	2,69	2,59	2,61		2,41
Cr	1,88	1,31	1,36	2,91		1,86
Se	1,81	1,66	(-)	(-)		1,44
<i>B. Gyökérben szept. 7-én, mg/g</i>						
As	1,73	2,34	2,50	3,99	0,99	2,98
Cd	1,72	2,22	1,95	2,50		2,10
Cr	1,78	2,53	1,43	2,14		1,97
Se	1,95	3,42	(-)	(-)		2,68

(-): növényzet kipusztult

Table 84. Effect of treatments on the NO₃-N content of air-dry beetroot. (1)–(4): see Table 76. A. In the leaf on Jun. 21st, mg/g. B. In the root on Sep. 7th, mg/g.

Az összes felvett K, N, NO₃-N, P, B, Zn, Cu, Ni, Cd, Se elemek nagyobb része a gyökérben, míg a Ca, Mg, Na, S, Al, Fe nagyobb tömege a föld feletti levélben akkumulálódott. A mérsékelt 15–20 t/ha friss, ill. 2,5–3,0 t/ha légszáraz gyökértömeg a hozzá tartozó lombbal együtt 112 kg K- (134 kg K₂O), 89 kg N-, 12 kg P- (28 kg P₂O₅), 50 kg Ca-, 35 kg Mg-, 28 kg Na-, 13 kg S-, ill. 3–3 kg Al- és Fe-készlettel rendelkezett betakarításkor. A szaktanácsadásban használatos fajlagos, azaz 10 t tervezett főtermés elemigénye lombbal együtt az alábbiaknak adódott: 44 kg N, 6 kg P (14 kg P₂O₅), 56 kg K (67 kg K₂O), 25 kg Ca, 18 kg Mg. A kiugróan nagy fajlagos N-tartalom az aszályos évnek tulajdonítható.

A kísérletünkben talált fajlagos mutatók közül a nitrogén 25 %-kal nagyobb, míg a foszfor 34 %-kal, a kálium 25%-kal kisebb értéket mutatott, mint a Szabó (1994) által megadott. Száraz évben a növények közismerten több nitrogént tartalmaznak és a tápoldat is betöményedik, nincs kilúgozás, ill. a növényben hígulás sem lép fel. A szaktanácsadás számára a 25 kg N, 10 kg P₂O₅, 45 kg K₂O fajlagos értékekkel számolhatunk hasonló körülmények között, ill. hasonló talajon (86. táblázat).

85. táblázat. A légszáraz cékla átlagos elemtartalma szennyezetlen talajon, 1995

(1) Elem jele	(2) Mérték- egység	(3) Levél		(4) Gyökér szept. 11-én
		jún. 21-én	szept. 7-én	
K	%	7,99	2,74	2,83
N	%	3,46	2,40	2,17
Ca	%	2,10	3,42	0,52
Na	%	1,37	1,80	0,35
Mg	%	1,02	2,20	0,50
S	%	0,62	0,71	0,19
P	%	0,51	0,42	0,27
Al	%	0,11	0,24	0,05
NO ₃ -N	%	0,17	0,24	0,23
Fe	%	0,08	0,24	0,05
Mn	mg/kg	205	342	102
Sr	mg/kg	93	140	45
Ba	mg/kg	62	75	22
B	mg/kg	49	30	25
Zn	mg/kg	24	11	18
Cu	mg/kg	10	8	8
Cr	mg/kg	1,40	3,40	1,15
Co	mg/kg	0,54	1,12	0,28
Ni	mg/kg	0,50	3,02	1,80
Cd	mg/kg	0,33	0,35	0,20
Se	mg/kg	0,33	0,23	0,20
Pb	mg/kg	0,28	0,99	0,30

Megjegyzés: As, Hg és Mo 0,1 mg/kg alatt. A levél jún. 21-én átlagosan 9 %, szept. 7-én 18 %, a gyökér szept. 11-én 14 % légszáraz anyagot tartalmazott

Table 85. Mean element contents of air-dry beetroot on untreated soil. (1) Element. (2) Units. (3) Leaf on Jun. 21st and Sep. 7th. (4) Root on Sep. 11th. Note: As, Hg and Mo below 0.1 mg/kg. The air-dry matter content averaged 9% on Jun. 21st and 18% on Sep. 7th in the leaves and 14% on Sep. 11th in the roots.

Szennyezett talajon a maximális mikroelem-felvétel (gyökér+lomb betakarításkor) 1600 g Sr, 1200 g Mo, 800 g Se, 360 g Zn, 240 g Ba, 80 g Cd, 70 g Cu, 50 g Cr és Ni, 40 g As és Hg, valamint 24 g Pb mennyiséget tett ki hektáronként. Az erősen szennyezett talajok tisztítása tehát fitoremediációval nem jelenthet perspektívát. Ha feltesszük, hogy a termés tömegét öntözéssel, jobb agrotechnikával, új fajtával megtízszerezhetjük a jövőben, a 910 kg/ha Cd-terhelés eltüntetéséhez (az évenkénti 800 g/ha kivonással számolva) pl. egy évezredre lenne szükség.

86. táblázat. A cékla átlagos és fajlagos (10 t betakarításkori friss gyökér + a hozzá tartozó lomb) elemfelvétele szennyezetlen talajon, 1995

(1) Elem jele	(2) Mérték-egység	(3) Felvett elemek betakarításkor			(7) Fajlagos kg/10 t
		(4) Lomb	(5) Gyökér	(6) Összesen	
K	kg/ha	27	85	112	56
N	kg/ha	24	65	89	44
Ca	kg/ha	34	16	50	25
Mg	kg/ha	22	15	37	18
Na	kg/ha	18	10	28	14
S	kg/ha	7,1	5,7	13	6
P	kg/ha	4,2	8,1	12	6
NO ₃ -N	kg/ha	2,4	6,9	9	4
Al	kg/ha	2,4	0,2	3	1
Fe	kg/ha	2,4	0,2	3	1
Mn	g/ha	342	306	648	324
Sr	g/ha	140	135	275	137
Ba	g/ha	76	66	142	70
B	g/ha	30	75	105	52
Zn	g/ha	11	54	65	32
Cu	g/ha	8	24	32	16
Cr	g/ha	3,4	3,4	6,8	3
Ni	g/ha	3,0	5,4	8,4	4
Co	g/ha	1,1	0,8	1,9	1
Pb	g/ha	1,0	0,9	1,9	1
Cd	g/ha	0,4	0,6	1,0	0,5
Se	g/ha	0,2	0,6	0,8	0,4

Megjegyzés: As, Hg, Mo felvétele méréshatár alatt maradt. Maximális felvétel szenny-nyezett talajon: Sr 1600, Mo 1200, Se 800, Zn 360, Ba 240, Cd 80, Cu 70, Cr és Ni 50, As és Hg 40, Pb 24 g/ha

Table 86. Mean and specific (10 t fresh beet at harvest + the relevant foliage) element uptake of beetroot on untreated soil. (1)–(2): see Table 85. (3) Element uptake at harvest. (4)Foliage (5)Roots (6) Total (7) Specific element uptake, kg/10 t. Note: As, Hg and Mo uptake was below the measurement limit. Maximum uptake on contaminated soil: Sr 1600, Mo 1200, Se 800, Zn 360, Ba 240, Cd 80, Cu 70, Cr and Ni 50, As and Hg 40, Pb 24 g/ha.

Összefoglalás

– A 13 vizsgált elemből az As, Cd, Cr, Se bizonyult toxikusnak a céklára. A száraz évben szennyezetlen talajon 15–20 t/ha gyökér termett, mely a maximális Cd-terheléssel 1,5 t/ha, a maximális Cr-terheléssel 3,5 t/ha mennyiségre csökkent. Az 5 évvel ezelőtt adott 270, ill. 810 kg/ha Se-terhelés a cékla és a gyomok teljes pusztulását eredményezte. Az As-terhelés negatív hatása a betakarításkori gyökértermésben már nem jelentkezett.

– Maximális elemdúsulásokat általában a betakarításkori levél mutatott, de a gyökérben is közelálló tartalmak alakultak ki. A kontrollhoz képest 2–3 nagyságrendbeli dúsulást jeleztek a növényi szervek az As, Cd, Hg, Mo és Se esetén. Mérsékelt, néhányszoros koncentrációnövekedés fordult elő a Ba, Cu, Sr és

Zn elemekben. Átlagosan egy nagyságrenddel nőtt viszont a Cr-, Ni- és Pb-tartalom az erősen szennyezett talajon.

– A 10 t gyökér + a hozzá tartozó lombtermés fajlagos elemigénye kg-ban az alábbiak adódott: 44 kg N, 6 kg P (14 kg P_2O_5), 56 kg K (67 kg K_2O), 25 kg Ca, 18 kg Mg. A kiugróan nagy fajlagos N-tartalom az aszályos évnek tulajdonítható. Adataink iránymutatóul szolgálhatnak a szaktanácsadás számára.

– Szennyezett talajon a maximális elemfelvétel (gyökér + lomb betakarításkor) 1600 g Sr, 1200 g Mo, 800 g Se, 360 g Zn, 240 g Ba, 80 g Cd, 70 g Cu, 50 g Cr és Ni, 40 g As és Hg, valamint 24 g Pb mennyiséget tett ki hektáronként. Erősen szennyezett talajokon a fitoremediáció nem lehet igazi perspektíva. Ha pl. az intenzív elemakkumulációra képes cékla termését egy nagyságrenddel növelhetnénk a jövőben (évenként 800 g/ha Cd-felvételt elérve), egy évezredre volna szükség a talaj remediációjára.

Effect of Microelement Loads on Beetroot in 1995 (Summary)

– Of the 13 elements examined, As, Cd, Cr and Se proved to be toxic to beetroot. In this dry year the crop produced a beet yield of 15–20 t/ha on untreated soil, which was reduced to 1.5 t/ha at the maximum Cd level and to 3.5 t/ha at the highest Cr rate. The application of 270 or 810 kg/ha Se five years before led to the complete destruction of both the beetroot and the weeds. The negative effect of As loads did not affect the beet yield at harvest.

– The maximum concentrations of the elements were generally found in the leaves at harvest, but similar contents were also observed in the roots. The contents of As, Cd, Hg, Mo and Se in the plant organs were 2–3 orders of magnitude greater than in the control, while the increase in the concentration of Ba, Cu, Sr and Zn was more moderate, the values being several times that of the control. On average the Cr, Ni and Pb contents increased by an order of magnitude on heavily contaminated soil.

– The specific element requirements of 10 t beets + the relevant foliage were as follows: 44 kg N, 6 kg P (14 kg P_2O_5), 56 kg K (67 kg K_2O), 25 kg Ca and 18 kg Mg. The extremely high specific N content can be attributed to the dry year. These data could be used as guidelines by the extension service.

– On contaminated soil the maximum element uptake (roots+foliage at harvest) amounted to 1600 g Sr, 1200 g Mo, 800 g Se, 360 g Zn, 240 g Ba, 80 g Cd, 70 g Cu, 50 g Cr and Ni, 40 g As and Hg, and 24 g Pb per hectare. On heavily loaded soils phytoremediation is not a real answer to the problem. Even if the yield of beetroot, which is capable of intensive element accumulation, could be increased by an order of magnitude (to achieve a Cd uptake of 800 g/ha/year) a thousand years would be required to clean the soil.

Mikroelem-terhelés hatása a spenóra 1996-ban

A vetés április 17-én történt szemenkénti vetőgéppel, Matador fajtaival, 20 kg/ha vetőmaggal, 2 cm mélységre. A sortáv 12 cm, a csíraszám 22 db/fm volt. Május 12-én parcellánként gyomfelvételezést végeztünk és a spenót állományát is bonitáltuk fejlettségre. Június 3-án 60 db levelet gyűjtöttünk parcellánként a zöld levéltermés mennyiségének és összetételének megállapítására. Július 23-án a légszáraz szár- és magtermést takarítottuk be, ill. ezt megelőzően az állományt ismét bonitáltuk fejlettségre vizuálisan. A szár- és magtermést a parcellánként vett 8–8 fm-es mintakévek anyagából állapítottuk meg. Mértük a növényi átlagminták friss és légszáraz tömegét (40–50 °C-on történő szárítást követően), majd a mintegy 300 db átlagmintát finomra daráltuk és cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolás után 20–24 elemre analizáltuk ICP-technikát alkalmazva.

A spenótlevél karotinoid-tartalmának meghatározására parcellánként szintén 60–60 db levelet gyűjtöttünk. A friss mintákat azonnal a Központi Élelmiszeripari Kutatóintézet Lipidkémiai Laboratóriumába szállítottuk, ahol apróra vágtuk és homogenizáltuk porcelán tégelyben, kvarchomokkal péppé keverve. Az 5 g növényi anyaghoz 50 ml acetont adtunk és 15 perces rázatás, valamint szűrés után történt a pigmentek meghatározása HPLC-technikát alkalmazva (Biacs & Daood, 1994).

Megemlítjük, hogy 1996 áprilisában 11, májusában 63, júniusában 41, júliusában 15 mm csapadék hullott, mely összességében ugyan jelentősen elmaradt a sokévi átlagtól, mégis kielégítő termést kaptunk.

Mikroelem-terhelés hatása a gyomborításra és a spenót fejlődésére

A 87. táblázat adatai szerint a spenót gyomfedettségi %-át május 12-én, a gyomirtó kapálás előtt mindössze három elem csökkentette bizonyíthatóan: As, Cd, Se. A gyomfedettséget a Cr-terhelés is mérsékelte, viszont a kadmium toxikus hatása az uralkodó *Amaranthus blitoides* gyomfajra nem jelentkezett. A spenót közismerten gyorsan fejlődésnek indul és a talajt borítja, így gyomelnyomó képessége jó. Döntően 2–3 amaranthus fajt tudunk azonosítani a kísérletben.

Június 3-án a spenótlevél szedésre alkalmassá vált, a növények magassága szennyezetlen talajon elérte a 20–25 cm-t, a friss levéltömeg pedig a 17–19 t/ha mennyiséget. A nagyobb Se-, ill. a maximális Cd-terhelésnél a növényzet gyakorlatilag kipusztult. Július 23-ára, a száraz meleg időjárás nyomán a spenót gyorsan felmagzott és magtermését beérlelte. A légszáraz szártömeg 2,5 t/ha, míg a mag 3,0 t/ha mennyiséget adott a kontrolltalajon. Megemlítjük, hogy a június 3-án vett friss levéltermés mindössze 10–12 % légszáraz anyagot tartalmazott, így az átlagos légszárazanyag-hozama 2–2 t/ha körülinek adódott a kontrolltalajon. A föld feletti tömeg 80–85 %-át ekkor a levéltermés adta (88. táblázat).

87. táblázat. Fitotoxicitást okozó kezelések hatása a növényi fedettségre 1996. május 12-én

Május 12-én						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Spenótfedettség %-a</i>						
As	40	50	45	8		36
Cd	40	28	18	8	14	24
Cr	45	45	52	45		47
Se	38	24	3	1		16
<i>B. Gyomfedettség %-a</i>						
As	33	38	20	4		24
Cd	28	50	18	22	22	30
Cr	34	33	21	8		24
Se	33	28	16	1		20
<i>C. Összes fedettség</i>						
As	73	88	65	11		59
Cd	68	78	35	30	30	53
Cr	79	78	74	54		72
Se	71	52	18	1		36
<i>D. Amaranthus blitoides fedettség %-a</i>						
As	32	38	20	1		23
Cd	28	50	18	22	23	29
Cr	23	32	20	8		21
Se	32	28	16	1		19

Table 87. Effect of treatments causing phytotoxicity on plant cover on May 12th 1996. (1) Element. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. % spinach cover. B. % weed cover. C. Total cover. D. % cover with *Amaranthus blitoides*.

Mikroelem-terhelés hatása a spenót ásványi összetételére

A kezelések hatását a spenót ásványi összetételére a 89. táblázatban tanulmányozhatjuk. Amint a táblázatban látható, az As-beépülés mindössze 3–4 mg/kg értéket ért el a vegetatív szövetekben, ill. 1 mg/kg alatt maradt a magban még az extrém As-terhelésű talajon is. A 8/1985. (X.21.) EüM rendelet szárított zöldségekre maximálisan 4 mg/kg As-, 2 mg/kg Pb-, 0,3 mg/kg Cd- és 0,05 mg/kg Hg-koncentrációt engedélyez. Egyéb elemekre nem ad meg határértékeket. Az arzénnel szennyezett talajon tehát a spenót levele fogyasztásra alkalmas maradt.

A bárium mérsékelten, 3–5-szörösére dúsult a maximális Ba-terhelés nyomán. A kadmium viszont – az irodalmi adatokkal összhangban – extrém akkumulációt mutatott a levélben a kontrollhoz képest, ahol 144-szeresére emelkedett. A 0,3 mg/kg határértéket már a kontroll növényei is meghaladták, feltehetően a szennyezett parcellákról történt légköri áthordás (rárakódó por) következtében. A levélhez viszonyítva (100%) a szár maximálisan mintegy 20%, míg a mag 10% akkumulációt jelzett. A króm közepes, a magban maximálisan 12-, a vegetatív részekben 23–27-szeres koncentrációnövekedést produkált.

88. táblázat. Terméscsökkenést okozó toxikus elemek hatása a spenótra, 1996

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Átlagos növénymagasság jún. 3-án, cm</i>						
As	25	20	23	10		20
Cd	20	13	10	10	13	13
Cr	21	23	28	28		25
Se	23	15	0	0		10
<i>B. Bonitálás állományra júl. 23-án*</i>						
As	4,5	5,0	4,5	2,0		4,0
Cd	3,5	3,5	2,0	0,0	1,2	2,0
Cr	5,0	5,0	5,0	5,0		5,0
Se	4,5	1,5	0,0	0,0		1,5
<i>C. Zöld levéltermés jún. 3-án, t/ha**</i>						
As	18	15	13	10		14
Cd	17	11	10	4	7	11
Cr	18	18	23	24		21
Se	19	16	0	0		9
<i>D. Légszáraz szártermés júl. 23-án, t/ha</i>						
As	2,5	1,7	2,4	2,2		2,2
Cd	2,5	1,8	1,6	0,0	1,0	1,5
Cr	2,6	2,8	3,0	2,3		2,6
Se	2,4	1,8	0,0	0,0		1,0
<i>E. Légszáraz magtermés júl. 23-án, t/ha</i>						
As	2,8	2,1	2,9	1,6		2,3
Cd	2,9	2,2	2,0	0,0	1,0	1,7
Cr	3,0	3,4	3,3	2,5		3,0
Se	3,0	1,8	0,0	0,0		1,2

Megjegyzés: * Bonitálás: 0 = növényzet kipusztult, 1 = gyenge, 5 = erős állomány ** A föld feletti tömeg 80–85 %-át a levéltermés adja. Légszáraz anyag 12 %, az átlagos légszáraz anyag hozama szennyezetlen talajon 2,2 t/ha

Table 88. Effect of toxic elements causing yield losses in spinach. (1)–(4): see Table 87. A. Mean plant height on Jun. 3rd, cm. B. Scoring for plant stand on Jul. 23rd. C. Green leaf yield on Jun. 3rd, t/ha. D. Air-dry stem yield on Jul. 23rd, t/ha. E. Air-dry seed yield on Jul. 23rd, t/ha. Note: *Scoring: 0 = plants destroyed, 1 = poorly, 5 = well developed stand. **The leaf yield represented 80–85% of the aboveground mass. Air-dry matter 12%, mean air-dry matter yield on untreated soil 2.2 t/ha.

A réz mozgása erősen gátolt, koncentrációja átlagosan 2–3-szorosára nőtt a föld feletti részekben. Hg-dúsulást csak a vegetatív részekben lehetett kimutatni és csak extrém terhelésnél. A higany főként a fiatal levélben halmozódott fel 3,1–9,6 mg/kg mennyiségben. A spenót levele tehát a 270 ill. 810 kg/ha kezelésű parcellákon már emberi fogyasztásra alkalmatlan terméket eredményezett, kifejezetten szennyezetté vált (89. táblázat).

89. táblázat. Terhelés hatása a légszáraz spenót elemtartalmára 1996-ban

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. As-terhelés hatására, mg As/kg						
a) Levél ¹	<0,4	<0,4	0,9	3,9	0,2	1,2
b) Szár ²	<0,4	0,4	1,7	3,6	0,2	1,4
c) Mag ²	<0,4	0,1	0,3	0,6	0,1	0,3
B. Ba-terhelés hatására, mg Ba/kg						
a) Levél ¹	7,1	8,2	13,8	37,2	8,1	16,1
b) Szár ²	7,0	9,9	14,0	20,8	3,0	12,9
c) Mag ²	1,8	2,0	3,0	5,4	0,9	3,0
C. Cd-terhelés hatására, mg Cd/kg						
a) Levél ¹	1,0	82	106	144	8	83
b) Szár ²	0,3	17	23	-	4	13
c) Mag ²	0,2	9	10	-	1	6
D. Cr-terhelés hatására, mg Cr/kg						
a) Levél ¹	0,7	2,9	7,2	16,2	1,7	6,8
b) Szár ²	0,3	1,7	4,5	8,2	1,0	3,7
c) Mag ²	0,3	0,7	1,8	3,6	0,3	1,6
E. Cu-terhelés hatására, mg Cu/kg						
a) Levél ¹	6,3	8,0	10,8	18,5	2,7	10,9
b) Szár ²	3,2	3,4	4,5	5,1	1,0	4,0
c) Mag ²	3,5	5,5	7,3	8,2	0,9	6,1
F. Hg-terhelés hatására, mg Hg/kg						
a) Levél ¹	<0,1	<0,1	3,1	9,6	0,4	3,2
b) Szár ²	<0,1	<0,1	0,1	0,8	0,2	0,2
c) Mag ²	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
G. Mo-terhelés hatására, mg Mo/kg						
a) Levél ¹	<0,04	223	412	670	97	326
b) Szár ²	0,1	31	97	132	9	65
c) Mag ²	<0,04	13	42	80	6	34
H. Ni-terhelés hatására, mg Ni/kg						
a) Levél ¹	0,5	1,2	2,3	4,1	0,4	2,0
b) Szár ²	0,7	0,7	1,7	2,9	0,5	1,5
c) Mag ²	0,4	0,7	1,4	2,4	0,3	1,2
I. Pb-terhelés hatására, mg Pb/kg						
a) Levél ¹	0,5	0,6	1,3	1,8	0,9	1,0
b) Szár ²	0,2	0,6	1,2	2,4	0,3	1,1
c) Mag ²	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	-	-
J. Se-terhelés hatására, mg Se/kg						
a) Levél ¹	0,2	765	-	-	96	383
b) Szár ²	0,2	70	-	-	12	35
c) Mag ²	0,3	105	-	-	16	53
K. Sr-terhelés hatására, mg Sr/kg						
a) Levél ¹	99	164	268	518	35	262
b) Szár ²	71	111	140	272	30	149
c) Mag ²	26	32	37	83	9	44
L. Zn-terhelés hatására, mg Zn/kg						
a) Levél ¹	17	163	242	289	26	178
b) Szár ²	5	23	30	42	3	25
c) Mag ²	18	49	53	56	7	44

Megjegyzés: ¹:jún. 3-án, ²:júl. 23-án betakarításkor; As, Hg, Mo és Pb-koncentráció <0,1 mg/kg kontroll talajon
 Table 89. Effect of loads on the element content of air-dry spinach, 1996. (1) Plant organ. a) leaf, b) stem, c) seed.
 (2)-(4): see Table 87. A-L. As a result of As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sr and Zn loads, resp., mg/kg.
 Note: ¹:on Jun. 3rd, ²:at harvest, Jul. 23rd; the As, Hg, Mo and Pb concentrations <0.1 mg/kg on untreated soil.

A molibdén és szelén már a 90 kg/ha terhelésnél hiperakkumulációt mutatott, három nagyságrendbeli dúsulással. E két elem tömegárammal akadálytalanul bejuthat a föld feletti szervekbe, főként a levélbe. A molibdén túlsúlya nem okozott fitotoxicitást. Az 5 mg/kg feletti Mo-koncentrációt azonban már károsnak tekintjük, mert Cu-hiányt indukálhat az emberi vagy állati szervezetben, míg az extrém Mo-túlsúly toxikózishoz vezethet. Az 1–2 mg/kg feletti Se-tartalom szintén károsnak minősül. Hasonló talajon tehát már a mérsékelt Mo-, ill. Se-szennyezés is fogyasztásra alkalmatlan termést eredményezhet (89. táblázat).

A nikkel és az ólom gyengén dúsult, mindössze néhány mg/kg maximális koncentrációt mutatott a szárban és a levélben. A magban az ólom a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt. Mivel a szárított zöldségre 2 mg Pb/kg a megengedett felső határ, a 270 és 810 kg/ha kezeléseknél termett spenótlevelel fogyasztásra alkalmatlannak minősül. A kevésbé veszélyes jelleg miatt a szabványok nem közölnek limit koncentrációkat a Ni, Sr, Zn elemekre. A levélben a stroncium 5-szörösére, a cink viszont 17-szeresére emelkedett a maximális terhelés nyomán. Ilyen mérvű dúsulás, mely a kiegyensúlyozott összetételt veszélyeztet, ételtanilag szintén elfogadhatatlannak tekinthető (89. táblázat).

Mikroelem-terhelés hatása a spenót levelének klorofill- és karotinoid-tartalmára

A friss spenótlevelel klorofill-A- és klorofill-A'-készlete tendenciájában igazolhatóan emelkedett a Cr- és Se-kezelésekben. Az As- és Cd-kezelésekben érdemi változást nem tapasztaltunk. A klorofill-B mennyisége viszont csökkent a maximális As-kezelésben, ill. megkétszereződött a Se-terhelés nyomán. Figyelemre méltó változás történt a krómmal szennyezett talajon, ahol szemmel láthatóan a klorofill-B frakció klorofill-B' módosulattá alakult át és mennyisége egy nagyságrenddel megemelkedett. A Se-terhelés a klorofill-B' frakciónak szintén nagyságrendi növelését eredményezte (90. táblázat).

A karotinoidok – ezek a zsírban oldódó biológiailag aktív pigmentek – nemcsak a fotoszintézist segítik elő a fény abszorpciójával és a fényenergia szállításával, hanem a klorofill oxidatív károsodása ellen is védelmet nyújtanak. Együtt képződnek a klorofillal és – mint antioxidánsok (H^+ donorok) – a telítetlen zsírsavakra is hatnak. A béta-karotin szimmetrikus felépítésű, optikailag aktív. Széthasítva két A-vitamint képezhet. Amint a 91. táblázat adataiból kitűnik, a spenót levele elsősorban luteinban és β -tokoferolban gazdag, β -karotinban viszont szegény. A Se-szennyezés nyomán látványosan és igazolhatóan nőtt a lutein koncentrációja a friss spenót levelében. A β -tokoferol tartalmát az As, Cr és Se egyaránt mérsékelte. A β -karotin mennyiségét a Se drasztikusan, míg a Cr mérsékeltén emelte.

Összefoglalóan megállapítható, hogy a talajszennyezés, a mikroelemek túlsúlya nemcsak a termés mennyiségét és ásványi összetételét változtathatja meg, hanem tükröződhet a termék egyéb minőségi jellemzőin, a klorofill és egyéb pigmentek mennyiségén, ill. egymáshoz viszonyított arányán.

90. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a friss spenótlevél klorofill-tartalmára jún. 3-án

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>Klorofill-A, mg/kg</i>						
As	92	96	77	65	44	83
Cd	89	95	84	80		87
Cr	89	112	114	128		111
Se	90	154	-	-		122
<i>Klorofill-A', mg/kg</i>						
As	5,9	9,3	5,4	4,9	5,1	6,4
Cd	5,5	8,1	5,6	5,8		6,2
Cr	5,5	11,7	12,3	11,7		10,3
Se	6,7	20,8	-	-		13,8
<i>Klorofill-B, mg/kg</i>						
As	25	24	24	13	8	22
Cd	21	32	23	18		24
Cr	23	20	3	0.0		12
Se	26	55	-	-		40
<i>Klorofill-B', mg/kg</i>						
As	2,6	1,4	2,0	0,0	3	1,5
Cd	2,9	5,1	1,0	0,2		2,3
Cr	2,7	6,4	25,7	23,9		14,6
Se	2,6	20.0	-	-		11,3

Megjegyzés: - = A növényzet kipusztult

Table 90. Effect of phytotoxic treatments on the chlorophyll content of fresh spinach leaves on Jun. 3rd 1996. (1)–(4): see Table 87.

91. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a friss spenótlevél lutein-, β -karotin- és β -tokoferol- tartalmára 1996. jún. 3-án

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>Lutein, mg/kg</i>						
As	73	83	72	48	28	69
Cd	79	102	76	77		84
Cr	70	79	88	60		74
Se	76	166	-	-		121
<i>β-tokoferol, mg/kg</i>						
As	24	26	23	14	8	22
Cd	22	24	24	26		24
Cr	25	25	20	14		21
Se	23	13	-	-		18
<i>β-karotin, mg/kg</i>						
As	5,3	8,5	2,6	2,7	4,9	4,8
Cd	4,1	8,0	1,5	1,9		3,8
Cr	3,1	7,0	11,1	9,0		7,5
Se	5,5	31,4	-	-		18,4

Megjegyzés: - = A növényzet kipusztult

Table 91. Effect of phytotoxic treatments on the lutein, β -carotene and β -tocopherol contents of fresh spinach leaves on Jun. 3rd 1996. (1)–(4): see Table 87.

A spenót átlagos összetétele és elemfelvétele szennyezetlen talajon

A 92. táblázat eredményei szerint a június 3-án szedett levelek alacsonyabb N-, P-, Zn-, Cu- és Mo-, valamint emelkedett Ca- és Mn-tartalommal rendelkeztek, mint a Bergmann (1988) által közölt irodalmi optimum. A NO₃-N-koncentráció is mérsékelt maradt. A mag N, P és Zn elemekben dúsabb, mint a szár. A többi vizsgált elem döntően a szártermésben akkumulálódott. Az As, Hg, Mo elemek koncentrációja 0,1 mg/kg, ill. méréshatár alatt maradt.

92. táblázat. A légszáraz spenót átlagos összetétele szennyezetlen talajon 1996-ban

(1) Elem jele	(2) Mérték-egység	(3) Levél jún. 3-án	(4) Szár	(5) Mag
			júl. 23-án	
K	%	4,67	2,07	1,00
N	%	3,20	1,10	2,77
Ca	%	2,82	1,61	0,72
Mg	%	0,64	0,71	0,32
S	%	0,52	0,28	0,21
P	%	0,41	0,11	0,46
Na	mg/kg	953	1504	186
NO ₃ -N	mg/kg	636	272	288
Fe	mg/kg	395	249	70
Al	mg/kg	364	200	14
Mn	mg/kg	254	67	75
Sr	mg/kg	99	71	26
B	mg/kg	53	22	12
Zn	mg/kg	17	5	18
Ba	mg/kg	7	7	2
Cu	mg/kg	6	3	4
Cd	mg/kg	1,0	0,3	0,2
Cr	mg/kg	0,7	0,3	0,3
Ni	mg/kg	0,5	0,7	0,4
Pb	mg/kg	0,5	0,2	0,0
Se	mg/kg	0,1	0,2	0,2
Co	mg/kg	0,1	0,2	0,2

Megjegyzés: As, Hg, Mo méréshatár alatt. Levél optimumok Bergmann (1988) szerint: K 3,5–5,3%, N 3,5–5,0%, Ca 0,6–1,2%, Mg 0,4–0,8%, P 0,4–0,6%, Mn 40–100 mg/kg, B 40–80 mg/kg, Zn 20–70 mg/kg, Cu 7–15 mg/kg, Mo 0,3–1,0 mg/kg

Table 92. Mean composition of air-dry spinach on untreated soil. (1) Element. (2) Units. (3) Leaves on Jun. 3rd. (4) Stem on Jul. 23rd. (5) Seed on Jul. 23rd. Note: As, Hg and Mo values were below the detection limit. Leaf optima according to Bergmann (1988).

A 17–19 t/ha friss levéltermés, mely 2,2 t/ha légszárazanyag-hozamot jelentett, 84 kg K-, 58 kg N-, 51 kg Ca-, 12 kg Mg- és 7–9 kg S- ill. P-készlettel rendelkezett. A 10 t friss levéltermés fajlagos elemigénye 56 kg K₂O, 32 kg N és 9 kg P₂O₅ mennyiséggel jellemezhető ezen a talajon. A Terbe (1994) által közölt fajlagos értékek jó egyezést mutatnak a N és K₂O esetén, míg a 18 kg P₂O₅ kétszeres

túlsúlyt mutat. Szaktanácsadásban a fajlagos tartalmakat szorozzuk a tervezett terméssel, hogy a tápelemigényt becsülhessük. Mindez akkor helyénvaló, ha a zöld levéltermést betakarítva a melléktermékeket leszántjuk (93. táblázat).

A 2,5 t/ha szár, ill. 3,0 t/ha mag termésének elemkészletét összevetve látható, hogy a magterméssel főként a nitrogén, foszfor, mangán, cink, réz és szelén nagyobb része kerül el a tábláról, Kísérletünkben az összesen 7,7 t/ha föld feletti légszáraz tömeg mintegy 170 kg N és K, 113 kg Ca, 40 kg Mg, ill. 22–24 kg S és P elemet akkumulált. A mikroelemek közül a Fe, Al és Mn mennyisége is a 0,8–1,5 kg között ingadozott. A spenót tehát jelentős szárazanyag-felhalmozásra és elemforgalomra képes növény. Kérdés mennyiben játszhat szerepet a mérsékeltebben szennyezett talajok tisztításában, a fitoremediációban (93. táblázat).

93. táblázat. A spenót föld feletti légszáraz termésének elemfelvétele szennyezetlen talajon 1996-ban

(1) Elem jele	(2) Mérték-egység	(3) Levélben 2,2 t/ha	(4) Szárban 2,5 t/ha	(5) Magban 3,0 t/ha	(6) Összesen 7,7 t/ha
K	kg/ha	84	52	30	166
N	kg/ha	58	28	83	169
Ca	kg/ha	51	40	22	113
Mg	kg/ha	12	18	10	40
S	kg/ha	9	7	6	22
P	kg/ha	7	3	14	24
Na	kg/ha	2	4	1	7
NO ₃ -N	g/ha	1145	680	864	2689
Fe	g/ha	711	622	210	1543
Al	g/ha	655	500	42	1197
Mn	g/ha	457	168	225	850
Sr	g/ha	178	178	78	434
B	g/ha	95	55	36	186
Zn	g/ha	31	12	54	97
Ba	g/ha	13	18	6	37
Cu	g/ha	11	8	12	31
Cd	g/ha	1,8	0,8	0,6	3,2
Cr	g/ha	1,3	0,8	0,9	3,0
Ni	g/ha	0,9	1,8	1,2	3,9
Pb	g/ha	0,9	0,5	0,0	1,4
Se	g/ha	0,4	0,5	0,9	1,8
Co	g/ha	0,2	0,5	0,6	1,3

Megjegyzés: Az As, Hg, Mo méréshatár alatt maradt. A 10 t friss levéltermés elemigénye: 47 kg K (56 kg K₂O), 32 kg N, 28 kg Ca, 7 kg Mg, 5 kg S, 4 kg P (9 kg P₂O₅)

Table 93. Element uptake of the aboveground air-dry yield of spinach on untreated soil. (1) Element. (2) Units. (3) In the leaf, 2.2 t/ha. (4) In the stem, 2.5 t/ha. (5) In the seed, 3.0 t/ha. (6) Total, 7.7 t/ha. Note: As, Hg and Mo values were below the detection limit. Element requirements of 10 t fresh leaf yield.

A szennyezett talajon fejlődött spenót maximális mikroelem-felvételéről a 94. táblázat adatai nyújtanak áttekintést. A táblázatban megfigyelhető, hogy – az arzén és ólom kivételével – a legnagyobb elemfelvételre a levéltermés képes. A szár és a mag együtt sem éri el a levéltömegben foglalt elemek mennyiségét. Az elemeket a növekvő felvételük szerint rendeztük. Az As-, Pb-, Ni- és Hg-felvétel elhanyagolható, az összes (levél+szár+mag) felvett mennyiség mindössze 12–33 g/ha között ingadozott.

94. táblázat. A spenót maximális mikroelem-felvétele szennyezett talajon (g/ha)

(1) Elem jele	(2) Levélben jún. 3-án	(3) Szárban	(4) Magban	(5) Szár+mag	(6) Összesen 1996-ban
		júl. 23-án			
As	3	8	1	9	12
Pb	4	6	0	6	10
Ni	10	7	7	14	24
Hg	31	2	0	2	33
Cr	48	19	9	28	76
Cu	51	13	25	38	89
Ba	90	52	16	68	158
Cd	136	37	20	57	193
Zn	643	105	168	273	916
Al	900	432	50	482	1382
Sr	1174	680	249	929	2103
Se	1482	126	189	315	1797
Mo	1639	330	240	570	2209

Megjegyzés: A mag csírázóképesége átlagosan 80 % volt és igazolhatóan nem módosult a kezelések hatására. Az 1000-mag tömege 12 g volt átlagosan, a 810 kg/ha As- kezelésben igazolhatóan 8 g-ra csökkent

Table 94. Maximum microelement uptake of spinach on contaminated soil, g/ha (1) Element. (2) In the leaf on Jun. 3rd. (3) In the stem, (4) In the seed, (5) In the stem+seed on Jul. 23rd. (6) Total in 1996. Note: Seed germination ability averaged 80% and was not significantly influenced by the treatments. The 1000-seed mass averaged 12 g, and decreased significantly to 8 g in the 810 kg/ha As treatment.

A második csoportot a króm, réz, bárium és kadmium képezi, melyek tömege 76–193 g/ha között alakult. A Zn 0,9 kg, Al 1,4 kg, Se 1,8 kg, Sr 2,1 kg, Mo 2,2 kg mennyiséget ért el az összes föld feletti 7,7 t/ha légszáraz termésben. A viszonylag nagy elemfelvételek ellenére a terheléshez viszonyítva nem jelenthet reális alternatívát a talajtisztítás számára a fitoremediáció. Még a maximumot mutató molibdén esetén is legkevesebb 300 évre volna szükség a 810 kg/ha terhelésű talaj elszegényítéséhez.

Összefoglalás

- A 13 vizsgált elemből az As, Cd és Se bizonyult toxikusnak a spenótra. A gyomirtó kapálás előtti gyomborítottság %-át viszont igazolhatóan az As-, Cr- és Se-terhelés mérsékelte.
- A zöld levéltermés június 3-án 18 t/ha mennyiséget tett ki átlagosan a kontrolltalajon, mely a maximális As-terheléssel 10 t/ha, Cd-terheléssel 4 t/ha mennyiségre csökkent. A 270, ill. 810 kg/ha Se-kezelésekben a növények kipusztultak. A július 23-án betakarított légszáraz szár 2,5 t/ha, míg a mag 2,8–3,0 t/ha hozamot adott a szennyeztelen talajon. A 810 kg/ha As-kezelésben a maghozam 1,6 t/ha-ra esett, míg a hasonló terhelésű Cd-kezelésben értékelhető termést már nem kaptunk.
- Elsősorban a zöld levél dúsult szennyező elemekben, kevésbé a szár, ill. legkevésbé a mag. Mérsékelt (10 mg/kg alatti maximális) koncentrációban fordult elő az arzén, higany, magnézium, nikkel és ólom. A bárium, króm és réz 20–40 mg/kg, a kadmium 144, a cink 289, a stroncium 518, a molibdén 670 és a szelén 765 mg/kg koncentrációt ért el a légszáraz levélben. A három nagyságrendbeli dúsulás (hiperakkumuláció) a Mo és Se elemekre volt jellemző, melyek tömegárammal akadálytalanul bejuthatnak a föld feletti növényi részekbe. A molibdenát- és szelenátanionok felvehetők maradnak ezen a meszes, jól szellőző talajon hosszú éveken át.
- A zöld spenótleveél klorofill-A- és klorofill-A'-tartalma igazolhatóan nőtt a Cr- és Se-kezelésekben. A Se-terhelés drasztikusan emelte a klorofill-B és klorofill-B' frakciók mennyiségét, míg a Cr-szennyezett talajon a klorofill-B forma klorofill-B' formává alakult át.
- A karotinoidok közül a lutein mennyisége megkétszereződött a Se-kezelésben, valamint a β -karotin-tartalma megkétszereződött a Cr- és Se-terheléssel. A β -tokoferol koncentrációját mind az As-, mind a Cr- és Se-szennyezés mérsékelte.
- A 17–19 t/ha friss levéltermés (2,2 t/ha légszáraz tömeg) 84 kg K-, 58 kg N-, 51 kg Ca-, 12 kg Mg-, 7–9 kg S- és P-készlettel rendelkezett. A 10 t zöld levéltermésre számított elemigény 32 kg N, 9 kg P₂O₅, 56 kg K₂O ezen a talajon, amennyiben a melléktermést leszántjuk. A 7,7 t/ha összes föld feletti légszáraz hozam (levél+szár+mag) mintegy 170 kg N és K, 113 kg Ca, 40 kg Mg, 22–24 kg S és P elemakkumulációt mutatott. A felvett Fe-, Al- és Mn-mennyiség 0,8–1,5 kg között ingadozott.
- A szennyezett talajon mért maximális mikroelem-felvételek az alábbiak voltak a spenót összes föld feletti termésében: As, Pb, Ni, Hg 12–33 g/ha között; Cr, Cu, Ba, Cd 76–193 g/ha között; Zn 0,9 kg/ha, Al 1,4 kg/ha, Se 1,8 kg/ha, Sr 2,1 kg/ha, ill. Mo 2,2 kg/ha. Az erősen szennyezett talajok tisztítására a fitoremediáció nem jelenthet reális alternatívát. A 810 kg/ha terhelésnél még a maximális felvételt adó molibdén esetén is legkevesebb 300 évre volna szükség az eredeti állapot helyreállításához hasonló körülmények között.

Effect of Microelement Loads on Spinach in 1996 (Summary)

- Of the 13 elements examined, As, Cd and Se proved to be toxic to spinach, but the % weed cover prior to hoeing for weed control significantly moderated the As, Cr and Se pollution.
- On Jun. 3rd the green leaf yield averaged 18 t/ha on the control soil, which was reduced to 10 t/ha by maximum As loads and to 4 t/ha by Cd. In the 270 and 810 kg/ha Se treatments the plants were all destroyed. The air-dry stems harvested on Jul. 23rd amounted to 2.5 t/ha and the seed to 2.8–3.0 t/ha on untreated soil. In the 810 kg/ha As treatment the seed yield dropped to 1.6 t/ha, while in the maximum Cd treatment there was no evaluable yield.
- The microelements accumulated mainly in the green leaves, to a lesser extent in the stems and least of all in the seed. Moderate maximum concentrations of less than 10 mg/kg were found in the air-dry leaves for As, Hg, Mg, Ni and Pb, while Ba, Cr and Cu reached concentrations of 20–40, Cd 144, Zn 289, Sr 518, Mo 670 and Se 765 mg/kg, resp. Hyperaccumulation, with increases of three orders of magnitude, was characteristic of Mo and S. The molybdenate and selenate anions remain available for many years in this calcareous, well-aerated soil.
- The chlorophyll-A and chlorophyll-A' contents of the green spinach leaves rose significantly in the Cr and Se treatments. Se loads led to a drastic increase in the chlorophyll-B and chlorophyll-B' fractions, while on soil contaminated with Cr the chlorophyll-B form was converted to chlorophyll-B'.
- Among the carotinoids, the quantity of lutein was doubled in the Se treatment, the β -carotene content became many times greater in the Cr and Se treatments. The β -tocopherol concentration was reduced by As, Cr and Se loads.
- The 17–19 t/ha fresh leaf yield (2.2 t/ha air-dry mass) contained 84 kg K, 58 kg N, 51 kg Ca, 12 kg Mg, and 7–9 kg S and P. The element requirements calculated for a green leaf yield of 10 t/ha were 32 kg N, 9 kg P₂O₅ and 56 kg K₂O on this soil, provided the by-products were incorporated. The 7.7 t/ha total aboveground dry yield (leaf+stem+seed) exhibited an element accumulation of 170 kg N and K, 113 kg Ca, 40 kg Mg and 22–24 kg S and P. The uptake of Fe, Al and Mn was 0.8–1.5 kg.
- The maximum microelement uptake recorded on treated soil in the total aboveground yield of spinach amounted to 12–33 g/ha for As, Pb, Ni and Hg, 76–193 g/ha for Cr, Cu, Ba and Cd, 0.9 kg/ha for Zn, 1.4 for Al, 1.8 for Se, 2.1 for Sr and 2.2 kg/ha, resp. for Mo. Phytoremediation is not a real alternative for the cleansing of heavily contaminated soil. At a pollution level of 810 kg/ha at least 300 years would be required under these conditions for the reestablishment of the original state even in the case of Mo, where the maximum uptake was recorded.

Mikroelem-terhelés hatása a búzára 1997-ben

Az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

1. Mely elemek lehetnek fitotoxikusak az őszi búzára? Hogyan változik a növény vegetatív és generatív szerveinek összetétele talajterhelés hatására?
2. Milyen mérvű elemforgalommal jellemezhető a búza szennyezetlen és szennyezett talajon? Miképpen ítéltető meg a fitoremediáció alkalmazhatósága?

Diez és mts. (1992) szennyvíziszappal terhelt talajon különböző szántóföldi és kertészeti kultúrák elemfelvételét vizsgálva megállapítja, hogy a kalászosok szemtermése fogyasztásra alkalmas maradhat esetenként akkor is, ha a talajterhelés a határértéket már túllépte. Hasonló következtetésre jutottak *Kovács és munkatársai (1993)* a szennyezettebb hazai ipari körzetek környékén termelt gabonafélék elemzésekor. Mivel a kenyér fogyasztása jelentős a humán táplálkozásban, a búza magtermésének már kismérvű szennyeződése is drasztikusan növelheti a lakosság károsolem-terhelését hosszú távon. A kérdés vizsgálata hazai körülményeink között kiemelt figyelmet érdemel, hisz a rendelkezésre álló adatok hiányosak.

A vetés 1996. október 15-én történt Mv-21 fajtaival, 65–70 db/fm meny-nységgel 5 cm mélyre. Bonitálást végeztünk állományfelettségre bokrosodás-ban, kalászoslaskor, virágzásban és éréskor aratás előtt 1–5 skálán. Parcellánként 8–8 fm (1 m²) területről növénymintavételre került sor kalászoslaskor, valamint aratáskor a növényi összetétel megállapítása céljából. A 40–50 °C-on történt szárítás után a mintegy 300 db átlagmintát finomra daráltuk és (cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ roncsolást követően) 20–24 elemre analizáltuk, ICP-technikát alkalmazva.

Vizsgáltuk a búzamag lutein- és összes-karotinoid-készletét is HPLC detektálással. Az előkészítés során 10 g finomra őrölt magot 70 ml diklóretán-aceton-metanol 2:1:1 keverékével extraháltunk, majd szűrés és az oldószer elpárologtatása után analizáltuk *Biacs és Daood (1994)*, valamint *Biacs és munkatársai (1998)* szerint.

1997-ben mindössze 319 mm csapadék hullott (a legközelebbi állomás Sárbogárd 50 éves átlaga 590 mm). Az október–június havi tenyészidő alatti csapadékösszeg 211 mm-t tett ki, mely fele volt a sokévi átlagnak. Az I. negyedév téli hónapjai összesen 21 mm, az április 8, május 53, június 60, július hónap 50 mm csapadékot szolgáltatott. A kedvező május–június–július havi csapadék-eloszlásnak köszönhetően 1997-ben kielégítő, 7 t/ha körüli szemterméseket kaptunk.

Mikroelem-terhelés hatása a búza fejlődésére, termésére és minőségére

A 95. táblázatban közölt adatok szerint négy elem gátolta a búza fejlődését. A bonitálási eredmények arra utalnak, hogy az arzén által okozott mérgezés idővel mérséklődött. Ezzel szemben a 270 ill. 810 kg/ha Se-terhelésű parcellákon a növények már a korai stádiumban részben kipusztultak. A kadmium és króm esetén csak a maximális terhelés gátolta bizonyíthatóan a fejlődést. Kalászoslaskor idején a föld feletti hajtás 4–5 t/ha légszáraz anyag tömeget adott szennyezetlen talajon, mely a bonitálási (vizuális) eredményekkel összhangban jelezte a termésnövekedéseket.

Aratás idején a 6 t/ha körüli szalma-, ill. a 7 t/ha körüli szemtermést az As-, Cr- és Se-túlsúly mérsékelte igazolhatóan. A nagyobb Se-terhelés eredményeképpen már értékelhető szalma- és szemhozamokat nem kaptunk (95. táblázat).

95. táblázat. Terméscsökkenést okozó kezelések hatása a búzára 1997-ben

95. táblázat. Terméscsoportokhoz okozó károsítók hatása a búzánál 1997-ben						
(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Bonitálás ápr. 1-jén bokrosodásban</i>						
As	4,5	4,5	3,5	1,5	1,7	3,5
Cd	4,0	4,0	3,5	2,0		3,4
Cr	4,0	4,0	4,5	3,5		4,0
Se	4,0	3,5	1,0	1,0		2,4
<i>B. Bonitálás máj. 15-én kalászkor</i>						
As	4,5	4,5	3,5	1,5	1,5	3,5
Cd	4,5	4,5	3,0	3,0		3,8
Cr	4,5	4,0	3,5	3,0		3,8
Se	5,0	3,0	1,0	1,0		2,5
<i>C. Bonitálás jún. 25-én virágzásban</i>						
As	5,0	4,5	4,0	2,5	1,5	4,0
Cd	5,0	5,0	4,0	3,0		4,3
Cr	5,0	5,0	4,0	3,0		4,3
Se	4,5	3,5	1,0	1,0		2,5
<i>D. Bonitálás júl. 24-én aratáskor</i>						
As	5,0	5,0	4,5	2,5	1,5	4,3
Cd	5,0	5,0	4,5	2,5		4,3
Cr	5,0	4,0	3,5	2,5		3,8
Se	5,0	3,5	1,0	1,0		2,6
<i>E. Hajtás, t/ha máj. 15-én kalászkor</i>						
As	4,7	4,3	4,1	0,9	1,4	3,5
Cd	4,0	4,4	3,2	2,3		3,5
Cr	4,3	4,7	4,0	3,4		4,1
Se	4,9	4,5	0,8	0,0		2,6
<i>F. Szalma, t/ha júl. 24-én aratáskor</i>						
As	6,3	5,9	5,7	3,0	1,5	5,2
Cd	6,1	5,8	4,7	4,4		5,3
Cr	5,8	5,8	5,1	3,8		5,1
Se	6,3	5,9	0,7	0,0		3,2
<i>G. Szem, t/ha júl. 24-én aratáskor</i>						
As	7,0	7,2	6,8	4,4	1,6	6,4
Cd	7,2	7,3	6,4	5,4		6,6
Cr	7,3	7,1	6,2	5,5		6,5
Se	7,5	6,4	0,5	0,0		3,6

Bonitálás: 1 = gyengén fejlett, pusztuló állomány; 5 = igen jól fejlett állomány

Table 95. Effect of toxic elements causing yield losses in wheat. (1)–(4): see Table 87. Scoring on A. Apr. 1st at tillering; B. May 15th at heading; C. Jun. 25th at flowering; D Jul. 24th at harvest. E. Shoot, t/ha on May 15th. F. Straw, t/ha on Jul. 24th. G. Grain, t/ha on Jul. 24th. Scoring: 1 = poorly developed, dying stand, 5 = very well developed stand.

A zsírban oldódó E-vitamin (tokoferol) és származékai, valamint a lutein, ill. összes karotinoid mennyiségéről a 96. táblázat adatai tájékoztatnak a búza magjában. Megállapítható, hogy ezen a cinkkel gyengén ellátott talajon a Zn-trágyázás minden vizsgált jellemző koncentrációját tendenciájában vagy statisztikailag is igazolhatóan növelte. A Cd-terhelés ezzel szemben ellentétes hatást gyakorolt, a búzamag minőségét rontotta.

96. táblázat. Terméscsökkenést okozó kezelések hatása a búzamag minőségére 1997-ben

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. α - tokoferol, mg/kg (E-vitamin, zsírban oldódó)						
As	3,5	3,3	3,1	3,2	0,9	3,3
Cd	3,7	4,7	2,6	2,8		3,4
Se	3,6	4,7	-	-		4,2
Zn	3,9	5,2	5,1	5,0		4,8
B. β - tokoferol, mg/kg						
As	2,1	2,0	1,7	1,9	0,4	1,9
Cd	2,4	2,3	2,2	1,9		2,2
Se	2,1	1,8	-	-		1,9
Zn	2,2	2,9	2,5	2,5		2,5
C. α - tokotrienol, mg/kg						
As	1,5	1,1	0,9	1,1	0,4	1,1
Cd	1,5	1,5	1,0	1,0		1,2
Se	1,3	1,6	-	-		1,5
Zn	1,3	2,1	1,8	1,7		1,7
D. β - tokotrienol, mg/kg						
As	7,3	8,2	6,4	7,0	1,8	7,2
Cd	8,4	9,1	7,9	7,3		8,2
Se	7,0	5,3	-	-		6,1
Zn	8,5	10,3	10,1	9,8		9,6
E. Lutein, mg/kg						
As	1,1	1,2	1,2	1,7	0,2	1,3
Cd	1,2	1,2	1,2	1,1		1,2
Se	1,2	0,9	0,8	-		1,0
Zn	1,1	1,3	1,3	1,3		1,3
F. Összes karotinoid, mg/kg						
As	1,4	1,5	1,6	1,7	0,2	1,6
Cd	1,5	1,5	1,5	1,4		1,5
Cr	1,5	1,6	1,5	1,5		1,5
Se	1,6	1,2	0,8	-		1,2

Megjegyzés: - A növényzet kipusztult

Table 96. Effect of treatments causing yield losses on the quality of the wheat grain. (1)–(4): see Table 87. A. α -tocopherol, mg/kg (vitamin E, fat-soluble). B. β -tocopherol, mg/kg. C. α -tocotrienol, mg/kg. D. β -tocotrienol, mg/kg. E. Lutein, mg/kg. F. Total carotinoids, mg/kg. Note: - : the plant stand died.

Az arzén elsősorban az α -tokotrienol képződését mérsékelte a lutein egyidejű növelése mellett. A Se-mérgezéssel mérsékeltén emelkedett az E-vitamin, valamint csökkent a β -tokotrienol és a lutein mennyisége. A Cr-terhelés nem volt hatással a minőségre, az eredmények közlésétől eltekintünk. Összefoglalóan megállapíthatjuk, hogy az egyes mikroelemek túlsúlya (a szennyezés) nemcsak a termés mennyiségét változtathatja meg, hanem érdemi befolyást gyakorolhat a termék minőségére is.

A búzamaz szegény karotinoidokban, az összes karotinoidok mennyisége 2 mg/kg alatt maradt. A nagyobb As-terhelés nyomán igazolhatóan nőtt, míg a Se-terheléssel felére csökkent az összes-karotinoidkészlet. Megemlítjük, hogy ugyanebben a kísérletben 1992-ben a sárgarépa gyökerében, valamint 1996-ban a spenót levelében két nagyságrenddel nagyobb karotinoid-tartalmakat mértünk friss anyagban. Az As-terhelés nem volt hatással a sárgarépára, míg a Se által kiváltott mérgezés mérsékeltén, de igazolhatóan növelte a karotinoidok koncentrációját. A spenót levelének lutein- és β -karotin-tartalmára az arzén depresszív, míg a szelén kifejezett stimulatív hatást gyakorolt.

Mikroelem-terhelés hatása a búza ásványi összetételére

A 8/1985. (X.21.) EüM rendelet lisztben, gabonaőrleményben maximálisan 0,02 Hg-0,1 As- és Cd-, 0,5 Pb-, 5 Cu-, ill. 30 mg/kg Zn-koncentrációt engedélyez. A 4/1990. (II.28.) MÉM rendelet takarmányban 0,1 Hg-, 0,5 Cd-, 2 As-, ill. 5 mg/kg Pb-tartalmat tart elfogadhatónak. Az egyes állatfajok tűrőképessége jelentősen eltérhet. Így pl. a juhok számára az egészségügyi maximum az abrakban 25, míg a csirkére 300 mg/kg a réz, ill. 300 és 1000 mg/kg a cink esetében (Chaney, 1982). A német irodalomban az alábbi határkoncentrációk elfogadottak mg/kg száraz takarmányban: Cd 0,5, Hg és Tl 1, Se 2–5, Co, Mo, Pb, V 10, Cu 25–30, As, Cr, Ni 50, B 150, Zn 300, Mn 400 (Sauerbeck, 1985; Brauer, 1998).

Az As-felvétel gátolt ezen a meszes talajon, a hajtás és a szalma As-tartalma még az extrém terhelésnél is a 2 mg/kg határérték körül vagy alatt marad. A mag As-koncentrációja a 0,1 mg/kg limitet meghaladta a nagyobb terhelés esetén. Általában minden vizsgált elemnél megfigyelhető, hogy legkevésbé a mag dúsul, mely genetikailag védett. A legnagyobb koncentrációkat – a króm kivételével – a fiatal hajtás mutatott. A bárium és réz mérsékelt felvételt jelzett, átlagosan megkétszereződött a növényi szövetekben (97. táblázat).

A higany szennyezett talajon is a 0,1 mg/kg kimutathatósági szint alatt maradt minden növényi részben. Hasonlóképpen a króm a magtermésben. Összességében a Hg, Cr és a Cu általi terhelés nem okozott olyan káros elemfelvételt a búzában, mely állati vagy emberi fogyasztásra alkalmatlan terméket eredményezett volna. A Cd-dúsulás azonban aggodalomra adhat okot, hiszen már a mérsékelt 90 kg/ha terhelés nyomán az egészségügyi határértéket átlagosan egy nagyságrenddel lépték túl a vizsgált növényi termékek. Egyes becslések szerint a humán Cd-terhelés 50 %-át is elérheti a kenyérfogyasztással szervezetbe jutó kadmium (Brauer, 1998), a búza illetően vizsgálata tehát kiemelt figyelmet érdemel.

97. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz búza elemtartalmára 1997-ben

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. As-terhelés hatására, mg As/kg						
a) Hajtás ¹	<0,4	0,7	1,2	2,1	0,4	1,0
b) Szalma ²	<0,4	0,3	1,5	1,9	0,3	0,9
c) Szem ²	<0,4	<0,4	0,2	0,4	0,2	0,2
B. Ba-terhelés hatására, mg Ba/kg						
a) Hajtás ¹	17,0	25,2	26,6	35,4	7,0	26,0
b) Szalma ²	19,0	20,4	26,5	29,9	2,1	24,0
c) Szem ²	2,0	3,7	4,0	5,4	0,8	3,8
C. Cd-terhelés hatására, mg Cd/kg						
a) Hajtás ¹	0,1	7,0	8,8	9,9	1,6	6,4
b) Szalma ²	0,1	3,3	4,1	5,6	1,0	3,3
c) Szem ²	<0,02	2,6	3,4	4,2	1,0	2,6
D. Cr-terhelés hatására, mg Cr/kg						
a) Hajtás ¹	0,2	0,3	0,5	1,2	0,2	0,6
b) Szalma ²	<0,1	0,6	1,7	4,2	0,6	1,6
c) Szem ²	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
E. Cu-terhelés hatására, mg Cu/kg						
a) Hajtás ¹	5,6	7,6	9,5	11,2	2,2	8,5
b) Szalma ²	1,9	2,2	3,5	3,4	1,2	2,8
c) Szem ²	3,0	4,2	5,0	5,3	1,4	4,4
F. Hg-terhelés hatására, mg Hg/kg						
a) Hajtás ¹	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
b) Szalma ²	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
c) Szem ²	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
G. Mo-terhelés hatására, mg Mo/kg						
a) Hajtás ¹	1,0	166	296	437	82	225
b) Szalma ²	0,4	46	84	126	38	64
c) Szem ²	0,5	22	36	48	19	27
H. Ni-terhelés hatására, mg Ni/kg						
a) Hajtás ¹	0,4	1,2	2,0	3,0	0,8	1,6
b) Szalma ²	0,1	0,4	0,5	0,7	0,3	0,4
c) Szem ²	0,6	1,0	1,1	2,1	0,4	1,2
I. Pb-terhelés hatására, mg Pb/kg						
a) Hajtás ¹	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2
b) Szalma ²	<0,3	0,1	0,1	0,3	0,1	0,2
c) Szem ²	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	–	–
J. Se-terhelés hatására, mg Se/kg						
a) Hajtás ¹	0,1	357	1146	-	220	501
b) Szalma ²	0,8	80	778	-	66	286
c) Szem ²	0,1	103	164	-	88	89
K. Sr-terhelés hatására, mg Sr/kg						
a) Hajtás ¹	28	38	64	91	10	55
b) Szalma ²	18	22	26	50	5	29
c) Szem ²	2	4	5	9	3	5
L. Zn-terhelés hatására, mg Zn/kg						
a) Hajtás ¹	11	26	42	61	12	35
b) Szalma ²	4	7	10	22	4	11
c) Szem ²	10	24	27	35	8	24

Megjegyzés: ¹Hajtás máj. 15-én; ²Aratáskor júl. 24-én; – Növényzet kipusztult; Határérték lisztben: Hg 0,02, As, Cd 0,1, Cu 5, Pb 0,5, Zn 30; Takarmányban: Hg 0,1, Cd 0,5, As 2, Cu 25, Cr 50, Se 2–5, Mo, Pb 10, Ni 50, Zn 300 mg/kg sz.a.

Table 97. Effect of the treatments on the element content of air-dry wheat, 1997. (1) Plant organ. a) shoot, b) straw, c) grain. (2)–(4): see Table 87. A–L. As the result of As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sr and Zn loads, resp., mg/kg. Note: ¹: on May 15th, ²: at harvest on Jul. 24th; – the plant stand died. Limit value in flour or fodder, mg/kg dry matter.

A 97. táblázatban összefoglalt eredmények szerint hiperakkumulációt mutatott a molibdén és a szelén. A Mo-dúsulás a növényi részekben 2, míg a Se-dúsulás a 3–4 nagyságrendet érte el. A növényi termékek már a 90 kg/ha terhelésnél erősen szennyezetté váltak. A Sr- és Zn-koncentráció néhány szorosára emelkedett az erősebben terhelt parcellákon, mindez azonban összességében nem, vagy alig veszélyeztette a termés minőségét. A Ni- és Pb-felvétel elenyésző maradt, a termések érdemben nem szennyeződtek.

Mikroelem-terhelés hatása a búza átlagos, fajlagos és maximális elemfelvételére

A kalászoláskori hajtásban a S- és Mn-koncentráció emelkedett, míg a cink és réz némileg alacsonyabb koncentrációkat jelzett, mint a hazai szaktanácsadásan megadott optimum (*Elek & Kádár, 1980*). A meszes vályog talaj Zn- és Cu-kínálata mérsékelt. A szalma levelei július folyamán leszáradtak, így elvesztette tápelemkészletének jelentős részét és a hajtáshoz viszonyítva elszegényedett. A szemben dúsult a N, P, S, Mg, Mn, Zn, Cu és Ni elem aratáskor, aláhúzva esszenciális jellegüket (98. táblázat).

98. táblázat. A légszáraz búza elemtartalma szennyezetlen talajon 1997-ben

(1) Elem jele	(2) Mértékegység	(3) Hajtás máj. 15-én	(4) Szalma	(5) Szem
			júl. 24-én	
N	%	2,20	1,70	2,00
K	%	3,42	0,33	0,30
P	%	0,30	0,06	0,32
Ca	%	0,54	0,22	0,04
S	%	0,26	0,09	0,17
Mg	%	0,20	0,11	0,15
Mn	mg/kg	180	40	90
Fe	mg/kg	144	150	30
Na	mg/kg	80	33	0
Al	mg/kg	60	50	3
Sr	mg/kg	28	18	2
Ba	mg/kg	17	19	2
Zn	mg/kg	11	4	10
B	mg/kg	6,5	2,2	0,1
Cu	mg/kg	5,6	1,9	3,0
Mo	mg/kg	1,0	0,4	0,5
Ni	mg/kg	0,4	0,1	0,6
Se	mg/kg	0,1	0,8	0,1
Cd	mg/kg	0,1	0,1	<0,02

Megjegyzés: Hajtás optimuma kalászhányáskor N 1,75–2,25; K 2,00–3,50; Ca 0,25–1,00; P 0,20–0,25; Mg 0,15–0,25; S 0,10–0,14 %; Fe 21–200; Mn 16–28; Zn 15–25; Cu 5–10; B 2–10 mg/kg sz.a.

Table 98. Element content of air-dry wheat on untreated soil. (1) Element. (2) Units. (3) Shoots on 15 May. (4) Straw on 24 Jul. (5) Grain on 24 Jul. Note: Shoot optimum at heading, mg/kg dry matter.

Amint a 99. táblázatban látható, a hajtás K-készlete május 15-én 154 kg káliumot tett ki, mely betakarítás idejére kevesebb mint 1/3-ára zuhant. Csökkent a felvett

Ca-, Na- és B-mennyiség is. Mintegy megduplázódott viszont a N-, P-, Mg-, Fe-, Zn-, Mo-, Ni-, ill. nagyságrenddel nőtt meg a szalma+szem Se-készlete. A fajlagos (1 t szem + a hozzá tartozó melléktermés) elemigénye 35 kg N, 6 kg K (7,2 kg K₂O), 4 kg P (9–10 kg P₂O₅), 2 kg Ca (3 kg CaO), 3 kg Mg (5 kg MgO) mennyiségnek adódott. A hazai szaktanácsadásban a 27 kg N, 11 kg P₂O₅, 18 kg K₂O, 6 kg CaO, 2 kg MgO az elfogadott. Saját kísérletünkben a fajlagos N- és Mg-tartalom emelkedett, míg a K- és Ca-tartalom csökkent. Hasonló évjáratban tehát a fajlagos elemigény drasztikusan módosulhat.

99. táblázat. A búza átlagos és fajlagos (1 t szem és a hozzá tartozó melléktermés) elemfelvétele szennyezetlen talajon 1997-ben

(1) Elem		(2) Hajtás	(3) Szalma	(4) Szem	(5) Szalma+szem	(6) Fajlagos elemfelvétel
K	kg	154	20	22	42	6
N	kg	99	105	144	249	35
Ca	kg	24	14	3	17	2
S	kg	12	6	12	18	3
P	kg	14	4	23	27	4
Mg	kg	9	7	11	18	3
Mn	g	810	248	648	896	124
Fe	g	648	930	216	1146	159
Na	g	360	205	0	205	28
Al	g	270	310	22	332	46
Sr	g	126	112	14	126	18
Ba	g	77	118	14	132	18
Zn	g	50	25	72	97	13
B	g	29	14	1	15	2
Cu	g	25	12	22	34	5
Mo	g	5	3	8	11	2
Ni	g	2	1	4	5	1
Se	g	0,5	7	1	8	1
Cd	g	0,5	1	0	1	0,1

Table 99. Mean and specific (1 t grain and the relevant by-products) element uptake of wheat on untreated soil. (1) Element. (2) Shoots. (3) Straw. (4) Grain. (5) Straw+grain. (6) Specific element uptake.

Szennyezett talajon a maximális elemfelvétel a kalászoláskori hajtással 1 g Pb-, 4–5 g Cr- és As-, 14 g Ni-, 23 g Cd-, 50 g Cu-, 159 g Ba-, 275–300 g Zn- és Al-, 400 g Sr-, valamint 1,5–2,0 kg Se- és Mo-mennyiséget ért el. Ez a felvett mennyiség a szelén és molibdén esetében (a lehullott levélzettel) aratásig drasztikusan lecsökkent, míg az egyéb vizsgált elemek készlete kevésbé változott (Al, Sr) vagy emelkedett (As, Pb, Ni, Cr, Cu, Ba, Cd, Zn). Adatainkat a 100. táblázatban tekinthetjük át. Az erősen szennyezett talajok tisztítása fitoremediációval nem járható út, hiszen még a hiperakkumulációt mutató szelén és molibdén esetében is 3–4 évszázadra volna szükség a 810 kg/ha szennyezés eltüntetéséhez hasonló körülmények között.

100. táblázat. A búza maximális mikroelem-felvétele szennyezett talajon (g/ha 1997-ben)

(1) Elem jele	(2) Hajtás máj. 15-én	(3) Szalma	(4) Szem	(5) Szalma+szem
		júl. 24-én		
As	5	6	2	8
Pb	1	2	0	2
Ni	14	4	15	19
Hg	0	0	0	0
Cr	4	16	0	16
Cu	50	21	38	59
Ba	159	185	39	224
Cd	23	25	23	48
Zn	275	136	252	388
Al	300	310	24	334
Sr	410	310	65	375
Se	1606	545	659	1204
Mo	1967	781	346	1127

Table 100. Maximum microelement uptake of wheat on contaminated soil, g/ha. (1) Element. (2) Shoots on May 15th. (3) Straw. (4) Grain. (5) Straw+grain on Jul. 24th.

Összefoglalás

- Fitotoxikusnak a maximális adagú As-, Cd-, Cr- és Se-kezelés bizonyult. Az arzén által okozott mérgezés idővel mérséklődött, míg a 270 és 810 kg/ha Se-terhelésnél a búza már a kelés után pusztulásnak indult.
- Ezen a cinkkel gyengén ellátott talajon a Zn-trágyázás minden vizsgált minőségi jellemző mennyiségét igazolhatóan vagy tendenciájában növelte a búzamagban. A kadmium ezzel szemben ellentétes hatást gyakorolt, a minőséget rontotta. A búzamag szegény karotinoidokban. Az As-terheléssel igazolhatóan nőtt, míg a Se-terheléssel felére csökkent az összes karotinoidok mennyisége.
- Maximális koncentrációkat általában minden elemnél a kalászoláskori hajtás mutatott. A magtermésben a dúsulás mérsékeltebb maradt, a mag genetikailag védett a káros elemek felvételével szemben. A Hg, Cr, Cu és Ba általi szennyezés nem veszélyeztette a búza minőségét, emberi vagy állati fogyasztásra való alkalmasságát. A higany a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt a növényi részekben, a króm pedig a magtermésben. A réz és bárium is mérsékelten dúsult, átlagosan megkétszereződött a búza szerveiben. A Ni- és Pb-felvétel elenyésző maradt, a növény nem szennyeződött. A Sr- és Zn-koncentráció néhány szorosára emelkedett a növekvő terheléssel, mindez azonban nem, vagy alig veszélyeztette a búza minőségét.
- A Cd-dúsulás már a 90 kg/ha terhelésnél egy nagyságrenddel lépte túl az egészségügyi határértéket és aggodalomra adhat okot. A Mo 2, a Se 3–4 nagyságrendi akkumulációt mutatott és a növényi termékek extrém módon szennyezetté váltak. A molibdenát és a szelenát anionformák felvehető maradhatnak ezen a jól szellőzőtt meszes talajon és hiperakkumulációt eredményezhetnek.

- A fajlagos (1 t szem + melléktermés) elemigény 35 kg N-, 7–8 kg K₂O-, 9–10 kg P₂O₅-, 2 kg Ca-, 3 kg Mg-mennyiségnek adódott aratáskor, amikor is a búza levelei leszáradtak és lehullottak, így főként a fajlagos K-tartalma csökkent.
- A kalászoláskori hajtás maximális elemfelvétele szennyezett talajon az alábbi mennyiségeket érte el: 1 g Pb, 4–5 g Cr és As, 14 g Ni, 23 g Cd, 50 g Cu, 160 g Ba, 300 g Zn és Al, 400 g Sr, valamint 1,5–2,0 kg Se és Mo. A fitoremediáció nem járható út az erősen szennyezett talajok tisztítására, hiszen hasonló körülmények között még a hiperakkumulációt mutató molibdén és szelén esetében is 3–4 évszázadra volna szükség a 810 kg/ha terhelés felszámolásához.

Effect of Microelement Loads on Wheat in 1997 (Summary)

- The maximum doses of As, Cd, Cr and Se proved to be phytotoxic. The toxicity caused by arsenic gradually decreased, while in the case of 270 or 810 kg/ha Se loads, the wheat began to die off shortly after emergence.
- As the soil was poorly supplied with zinc, all the quality parameters measured in the wheat grain were enhanced significantly or tended to improve after Zn fertilization. Cadmium had the opposite effect, causing a deterioration in quality. Wheat grains are poor in carotinoids. The total carotinoids increased significantly after As loads, but dropped to half after Se treatment.
- The maximum concentrations for all the elements were generally recorded in the shoots at heading. The concentrations in the grain yield were more moderate, since the seed is genetically protected against the uptake of toxic elements. Hg, Cr, Cu and Ba loads did not endanger the wheat quality, or its suitability for human or animal consumption. The Hg content in all the plant organs remained below the 0.1 mg/kg detection limit, as did that of Cr in the grain yield. The Cu and Ba accumulation was also moderate, generally doubling in the wheat organs. The Ni and Pb uptake was negligible. At increasing loads, the concentrations of Sr and Zn increased several times, but had little effect on the quality of the wheat.
- The accumulation of Cd was an order of magnitude greater than the accepted limit even at 90 kg/ha load, thus giving cause for concern. Accumulation reached 2 and 3–4 orders of magnitude for Mo and Se, making the plants extremely contaminated. The molybdenate and selenate anion forms remain available on this well-aerated calcareous soil, resulting in hyperaccumulation.
- The specific (1 t grain + by-products) element requirements at harvest, when the wheat leaves have already withered and dropped, amounted to 35 kg N, 7–8 kg K₂O, 9–10 kg P₂O₅, 2 kg Ca and 3 kg Mg, so a reduction was observed chiefly in the specific K content.
- The maximum element uptake of the shoots at heading on treated soil amounted to 1 g Pb, 4–5 g Cr and As, 14 g Ni, 23 g Cd, 50 g Cu, 160 g Ba, 300 g Zn and Al, 400 g Sr and 1.5–2.0 kg Se and Mo. Phytoremediation is not a satisfactory solution for the cleansing of heavily contaminated soil, since under similar conditions 3–4 centuries would be required for the elimination of 810 kg/ha pollution even in the case of the hyperaccumulated elements Mo and Se.

Mikroelem-terhelés hatása a napraforgóra 1998-ban

A napraforgó (*Helianthus annuus* L.) – legfontosabb hazai olajnövényünk – vetésterülete az utóbbi évtizedekben megközelítette a 400 ezer ha-t. A magyar lakosság jelentős mennyiségű napraforgóolajat, -margarint és -magot fogyaszt, a napraforgó mikroelem-akkumulációjára vonatkozó ismereteink azonban szórványosak (Simon, 1998a; Simon et al., 1999). USA-beli közlések szerint a napraforgókasztban az átlagosnál nagyobb mennyiségű nehézfém (pl. Cd) halmozódhat fel, a növény intenzív ásványi anyagcserével, ill. elemfelvétellel rendelkezik (Li et al., 1995). Mikroelem-terheléses szabadföldi kisparcellás tartamkísérletünk 8. évében, 1998-ban ezért a köztermesztésben elterjedt „Viki” hibrid napraforgót teszteltük.

A vetés 1998. április 23-án történt szemenkénti vetőgéppel 70 x 20 cm sor x tő távolságra, kb. 70 ezres tőszámmal. Állomány-bonítást végeztünk 4–6 leveles korban (június 2-án), virágzás elején (július 6-án), valamint tőszámlálást szeptember 22-én parcellánként betakarítás előtt. Levéldiagnosztikai vizsgálatokra parcellánként 20–20 db tányér alatti levelet is begyűjtöttünk. Közvetlenül kombájnolás előtt 20–20 föld feletti teljes növényt vettünk véletlenszerűen parcellánként a szár, tányér, valamint a mag tömegarányának és összetételének megállapítására.

Mértük a növényi átlagminták friss és légszáraz tömegét 40–50 °C-on történt szárítást követően, majd az átlagmintákat finomra daráltuk és cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ roncsolás után 20–24 elemre analizáltuk ICP-technikát alkalmazva. A parcellák bruttó/teljes területe 3,5 x 6 = 21 m². Betakarításkor a két szélső sort elhagyva a belső 4–4 sor állományát értékeltük, az értékelt/nettó terület tehát parcellánként 2,8 x 6 = 16,8 m²-t tett ki. Az elővetemény (őszi búza) júliusban lekerült a tábláról és ezt követően 1997 végéig a talaj még 178 mm csapadékot kapott. 1998. január–augusztus között további 426 mm eső hullott. A napraforgó elméletileg tehát 604 mm csapadékkal rendelkezett aktív tenyészideje során. A csapadékos évben a napraforgó nagy zöldtömeget képezett (szár + tányér), a magtermés azonban mérsékelt maradt.

Kísérleti eredmények

A kísérlet 8. évében a 13 vizsgált elemből csupán a kadmium és szelén bizonyult toxikusnak a napraforgóra, ezért a többi kezelés bemutatásától eltekintünk. A 4–6 leveles korban és virágzás kezdetén végzett állománybonításaink, ill. megfigyeléseink szerint a kadmium esetében az 1981-ben adott 810 kg/ha terhelés eredményezett depressziót. A virágzás elején vett levelek tömege is csökkent a parcellákon. Ez a depresszió a tenyészidő második felében látszólag megszűnt, betakarítás idején a szár és a tányér tömege szignifikánsan nem különbözött a kontrolltól. Feltehető, hogy a növények gyökerei túlnőtték a Cd-mal szennyezett talajréteget. A parcellánkénti tövek száma sem csökkent igazolhatóan. Ezzel szemben a Se-toxicitás már a 90 kg/ha terhelésnél kifejezetté vált, ill. az erősebb

szennyezés a növényállomány, valamint az előforduló gyomnövényzet teljes pusztulásához vezetett (101. táblázat).

101. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a napraforgóra 1998-ban

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Bonitálás jún. 2-án 4–6 leveles korban*						
Cd	4,5	3,5	3,5	2,5	1,5	3,5
Se	4,0	2,5	1,5	1,0	1,5	2,2
B. Bonitálás júl. 6-án virágzáskor*						
Cd	4,5	3,0	3,0	2,0	1,5	3,1
Se	4,5	3,0	1,5	1,0	1,5	2,5
C. Légszáraz levél júl. 6-án virágzáskor, g/20 db levél**						
Cd	37	28	28	20	10	28
Se	41	27	12	0	10	20
D. Tőszám szept. 22-én aratáskor, 1000 db/ha						
Cd	71	66	65	68	8	68
Se	66	66	35	0	8	42
E. Légszáraz szártermés szept. 22-én aratáskor, t/ha						
Cd	4,8	4,2	4,0	4,1	1	4,3
Se	4,5	2,0	0,7	0,0	1	1,8

* Bonitálás: 1 – gyengén fejlett, pusztuló állomány; 5 – jól fejlett állomány; **Szedéskor 12 % légszárazanyag-tartalommal

Table 101. Effect of phytotoxic treatments on sunflower in 1998. (1)–(4): see Table 87. Note: *Scoring: 1–poorly developed, dying stand; 5–well developed stand. **Picked with an air-dry matter content of 12 %. A. Scoring on 2 June, at 4–6 leaf stage. B. Scoring on 6 July at flowering. C. Air-dry leaf on 6 July, at flowering, g/20 leaves. D. Plant number on 22 September at harvest, 1000 plants/hectare. E. Air-dry stalk yield on 22 September at harvest, t/ha.

A növekvő Cd-terhelés gátolta a magképződést, kevés és kisméretű kaszatok képződtek a tányérban. A kontrollhoz viszonyítva lecsökkent a magtermés, a mag olaj %-a, valamint az olajhozam. A Se-toxicitás drasztikus hatását jelzi, hogy a 270, ill. 810 kg/ha terhelés nyomán mag alig, vagy egyáltalán nem képződött, érdemi olajhozam nem jelentkezett (102. táblázat). A továbbiakban lássuk hogyan alakul a virágzáskori tányér alatti levél, valamint a szár, tányér és a mag összetétele a kezelések függvényében.

Az arzén nem mobilis a talaj–növény rendszerben, mindössze néhány vagy néhány tized mg/kg koncentrációt ért el a maximális terheléssel. Legkevésbé a magtermésben dúsult. A 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet hántolt napraforgómagban maximálisan 0,02, 0,2, 0,5 és 0,6 mg/kg Hg-, As-, Pb- és Cd-tartalmat engedélyez. A napraforgó magtermése tehát még fogyasztásra alkalmas maradt. A 4/1990. (II. 28.) MÉM rendelet szerint egyéb takarmánykeverékekben maximálisan 0,1, 0,5, 2 és 5 mg/kg higany, kadmium, arzén és ólom lehet. A 810

kg/ha terhelésnél a virágzáskori levél 3,2 mg/kg koncentrációt ért el, a határértéket meghaladva. Egyéb esetben a vegetatív növényi részek is fogyasztásra, takarmányozásra alkalmasak maradtak. Feltehető, hogy a levelek a talaj által szennyeződtek, a levelek mosására nem került sor (103. táblázat).

102. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a napraforgóra aratáskor, 1998

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Légszáraz tányér, t/ha</i>						
Cd	1,7	1,7	1,9	1,7	0,4	1,8
Se	1,6	1,0	0,4	0,0	0,4	0,8
<i>B. 1000-kaszat tömege, g</i>						
Cd	40	37	35	33	7	36
Se	41	41	1	0	7	28
<i>C. Magtermés, t/ha</i>						
Cd	2,5	2,0	1,8	1,4	0,6	1,9
Se	2,6	1,6	0,2	0,0	0,6	1,1
<i>D. Olaj %-a a magban</i>						
Cd	45	42	42	41	2	42
Se	45	44	40	–	2	43
<i>E. Olajhozam, t/ha</i>						
Cd	1,1	0,8	0,8	0,6	0,3	0,8
Se	1,2	0,7	0,1	0,0	0,3	0,7

Megjegyzés: – A növényzet kipusztult

Table 102. Effect of phytotoxic treatments on sunflower at harvest, 1998. (1)–(4): see Table 87. A. Air-dry flower head, t/ha. B. 1000-achene mass, g. C. Seed yield, t/ha. D. Oil % in seed. E. Oil yield, t/ha. Note: The whole stand was killed.

A bárium főként a levélben, ill. a vegetatív részekben dúsult számottevően, a magban nem. Mivel nem tekintik veszélyes elemnek a talaj–növény rendszerben, az elérhető szabványok Ba-ra határkoncentrációkat nem közölnek. A kadmium ezzel szemben felhalmozódott a növényi vegetatív és generatív szervben egyaránt és a termék emberi, ill. állati fogyasztásra alkalmatlanná vált már a 90 kg/ha terhelés nyomán. A króm növényi felvétele gátolt volt, így érdemi szennyezés nem történt. Megemlítjük, hogy a szakirodalom a takarmányokban az 50 mg/kg szárazanyag feletti koncentrációt tekinti kritikusnak.

Közismert, hogy a réz mozgása szintén gátolt a talaj–növény viszonylatban. A 25–30 mg/kg szárazanyag feletti koncentráció minősülhet nemkívánatosnak az érzékenyebb állatfajok (pl. a juh) számára. A mágna ilyen határértékeket nem közölnek. A higany általában mérés határ, azaz 0,3 mg/kg alatt maradt. Mivel a határértékek ennél szigorúbbak (mágna 0,02, takarmánykeverékekre 0,1 mg/kg), a felhasználhatóság valójában nem bírálható el. Kétségtelen azonban, hogy a higany növényi felvétele rendkívüli módon akadályozott e talajon (103. táblázat).

103. táblázat. A kezelések hatása a légszáraz napraforgó elemösszetételére 1998-ban

ban

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>As mg/kg, As-terhelés hatására</i>						
a) Levél	<0,4	0,4	0,8	3,2	0,1	1,2
b) Szár	<0,4	<0,4	<0,4	1,5	0,5	0,7
c) Tányér	<0,4	<0,4	<0,4	0,7	0,2	0,2
d) Kaszat	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
<i>Ba mg/kg, Ba-terhelés hatására</i>						
a) Levél	5,4	7,7	16,6	85,2	10,2	29,0
b) Szár	7,8	9,6	16,8	27,6	4,4	15,5
c) Tányér	4,0	4,4	6,4	11,8	1,4	6,7
d) Kaszat	0,4	0,4	0,6	0,9	0,2	0,8
<i>Cd mg/kg, Cd-terhelés hatására</i>						
a) Levél	0,2	9,0	12,8	18,8	4,1	10,0
b) Szár	0,1	2,0	5,6	9,7	2,2	4,4
c) Tányér	0,1	4,1	6,2	9,3	3,4	5,0
d) Kaszat	0,2	6,2	8,5	12,0	4,1	6,7
<i>Cr mg/kg, Cr-terhelés hatására</i>						
a) Levél	0,1	0,4	2,2	4,2	0,4	1,7
b) Szár	0,2	0,5	1,5	2,5	0,5	1,2
c) Tányér	0,4	0,5	1,4	2,7	0,8	1,3
d) Kaszat	0,2	0,3	0,3	0,4	0,1	0,3
<i>Cu mg/kg, Cu-terhelés hatására</i>						
a) Levél	12,4	22,8	29,0	27,2	8,0	23,0
b) Szár	2,4	4,3	6,2	8,0	2,6	5,2
c) Tányér	10,2	16,0	18,7	18,7	5,6	16,0
d) Kaszat	16,5	20,3	20,5	22,0	1,3	20,0
<i>Mo mg/kg, Mo-terhelés hatására</i>						
a) Levél	1,8	48	155	306	25	128
b) Szár	0,4	23	46	87	23	40
c) Tányér	0,8	22	58	122	28	51
d) Kaszat	0,5	10	23	34	9	17
<i>Ni mg/kg, Ni-terhelés hatására</i>						
a) Levél	0,2	1,1	3,4	7,1	1,4	3,0
b) Szár	<0,2	0,2	0,4	1,4	0,4	0,5
c) Tányér	0,7	2,1	5,4	8,8	1,6	4,3
d) Kaszat	1,1	2,5	7,1	10,6	2,6	5,3
<i>Pb mg/kg, Pb-terhelés hatására</i>						
a) Levél	<0,3	<0,3	<0,3	0,4	0,2	0,2
b) Szár	<0,3	0,4	0,7	1,2	0,5	0,6
c) Tányér	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	0,2	0,2
d) Kaszat	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	–	–

103. táblázat folytatása

1991. tavaszán folytatás						
(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>Se mg/kg, Se-terhelés hatására</i>						
a) Levél	0,4	600	1010	-	141	537
b) Szár	0,5	95	168	-	53	88
c) Tápanyér	0,1	179	332	-	108	170
d) Kaszat	2,0	133	131	-	42	89
<i>Sr mg/kg, Sr-terhelés hatására</i>						
a) Levél	88	136	163	336	44	181
b) Szár	71	111	129	180	42	123
c) Tápanyér	47	62	90	154	19	88
d) Kaszat	6	7	8	15	2	9
<i>Zn mg/kg, Zn-terhelés hatására</i>						
a) Levél	14	46	57	64	14	45
b) Szár	5	26	37	51	21	30
c) Tápanyér	12	33	36	37	18	30
d) Kaszat	34	70	80	99	22	71

Megjegyzés: levél virágzás kezdetén; szár, tányér, kaszat betakarításkor. A Hg általában 0,1 mg/kg méréshatár alatt. Kimutathatósági határok: As 0,06, Cd 0,01, Cr és Co 0,02, Mo 0,04, Ni 0,08, Pb 0,1, Se 0,1 mg/kg; – A növényzet kipusztult

Table 103. Effect of treatments on the element composition of air-dry sunflower in 1998. (1) Plant organ. a) leaf; b) stalk; c) flower head; d) achene. (2)–(4): see Table 87. *Note:* leaf at the beginning of flowering; stalk, flower head and achene at harvest. Hg usually under 0.1 mg/kg detection limit. Detection limits: As 0.06, Cd 0.01, Cr and Co 0.02, Mo 0.04, Ni 0.08, Pb 0.1, Se 0.1 mg/kg; – The whole stand was killed.

A molibdén extrém, két nagyságrendű dúsulást mutatott a növényi részekben és fogyasztásra alkalmatlan terméket eredményezett már a 90 kg/ha terhelésnél. A 10 mg/kg körüli vagy feletti koncentráció már elfogadhatatlan étlettanilag a növényevő állat, ill. az ember számára. Bár a nikkel egy nagyságrendi felhalmozást jelzett, nem haladta meg az egészségügyi maximumot, mely 50 mg/kg takarmányban. Az olajos magvakra határértékeket nem közölnek. Az ólom érdemi dúsulást nem jelzett és a termék minőségét még a maximális terhelés esetén sem veszélyeztette (103. táblázat).

A szelén akkumulációja a kontrollhoz viszonyítva a három nagyságrendet is elérte a vegetatív részekben, de a magban is 60–70-szeresére nőtt. A 2 mg/kg szárazanyag feletti tartalom már egészségügyi határnak minősül, melyet a szennyezett talajon fejlődő növényzet általában két nagyságrenddel lépett túl. Ez a szennyezett növényi biomassza mérgezőnek tekinthető az élő szervezetekre. A szelén bizonyult a legveszélyesebb szennyezőnek ezen a meszes, jól szellőző talajon. A Na-szelenit formában adott szelén feltehetően Ca-szelenáttá alakult és megőrizte fitotoxikus jellegét, mert az előző 7 évben termesztett növényfajokra hasonló módon hatott.

Megemlítjük, hogy a kísérlet 6. éve után végzett mélyfúrásaink szerint a Cr-, Mo- és Se-bemosódás elérte az 1 m mélységet a nagyobb terhelésű parcellák

profiljában. Ezen elemek tehát a talajvizet is veszélyeztetik bizonyos körülmények között kilúgzással, a kromát-/molibdenát-/szelenácionok vertikális mozgásával. A többi vizsgált elem elmozdulása a 0–60 cm mélységen túl nem volt igazolható.

A stroncium döntően a levélben és a vegetatív részekben halmozódott fel, a magban csak mérsékelten dúsult. Az elérhető irodalomban élelmiszerekre és takarmányra egészségügyi határértékeket nem találtunk; általános vélemény szerint nem tekinthető veszélyes elemnek a talaj–növény rendszerben. Kivételt a stroncium sugárzó izotópjai jelentenek. A cink hasonlóképpen néhányszoros akkumulációt mutatott általában, azonban a szárban a luxusfelvétel egy nagyságrendi elemfelvételt eredményezett. A takarmányokban 300 mg/kg szárazanyag feletti tartalmat minősítik kritikusnak, olajos magvakra hasonló maximumokat nem adnak meg. A növényi termék összességében nem vált szennyezetté (103. táblázat).

A szennyezetlen talajon fejlődött napraforgó szerveinek átlagos összetételéről a 104. táblázat informál. Adataink szerint makroelemekben a virágzás elején vett tányér alatti levél volt a leggazdagabb. A Sr, Mn, Mo és részben a Cd mikroelemek maximális koncentrációit is itt találjuk.

104. táblázat. A légszáraz napraforgó átlagos összetétele szennyezetlen talajon

16. táblázat: A fűszárak nappról napra átlagos összetételének szemléltetése táblán					
(1) Elem jele, mértékegysége		(2) Levél júl. 6-án	(3) Szár	(4) Tányér	(5) Kaszat
			szept. 22-én betakarításkor		
K	%	4,00	0,91	2,68	1,20
N	%	3,50	0,75	1,50	3,07
Ca	%	3,06	1,31	1,62	0,23
Mg	%	1,04	0,52	0,32	0,33
S	%	0,51	0,10	0,20	0,22
P	%	0,48	0,13	0,38	0,91
Fe	mg/kg	88	59	133	62
Sr	mg/kg	88	71	47	8
Mn	mg/kg	68	30	28	24
B	mg/kg	63	30	76	14
Al	mg/kg	24	42	71	6
Zn	mg/kg	14	5	15	34
Na	mg/kg	13	28	60	1
Cu	mg/kg	12	3	10	16
Mo	mg/kg	1,5	0,3	1,0	0,5
Se	mg/kg	0,5	0,5	0,2	2,6
Ni	mg/kg	0,2	0,0	0,6	1,2
Cd	mg/kg	0,2	0,1	0,1	0,2
Cr	mg/kg	0,1	0,1	0,5	0,2

Megjegyzés: As, Hg, Co, Pb 0,1 mg/kg körül vagy alatt maradt

Table 104. Mean composition of air-dry sunflower on uncontaminated soil, 1998. (1) Element symbol, quantity. (2) Leaf, 6 July. (3) Stalk, (4) Flower head, (5) Achene at harvest on 22 Sept. Note: Values of As, Hg, Co and Pb were around 0.1 mg/kg or less.

A tányér Fe, Al, B, Na és Cr, míg a mag Zn, Cu, Se, Ni és részben Cd elemekben dúsult. A tányér alatti levél elemzése diagnosztikai célokat is szolgálhat. *Bergmann (1988)* szerint az optimális összetétel virágzás elején 3–5 % N és K, 0,8–2,0 % Ca, 0,3–0,8 % Mg, 0,3–0,5 % P, 25–100 mg Mn, 30–80 mg Zn, 10–20 mg Cu/kg szárazanyagban.

Saját eredményeinket az etalon koncentrációkkal összevetve megállapítható, hogy a napraforgó tápláltsági állapotát a kontrolltalajon mérsékelten a N-, valamint kifejezetten a Zn-hiány, valamint a Ca- és Mg-túlsúly jellemezte. Az As-, Hg-, Co- és Pb-koncentráció minden növényi szervben 0,1 mg/kg, ill. méréshatár alatt maradt (104. táblázat). Ami a növényi részekbe épült elemek mennyiségeit illeti, a 105. táblázatban közölt eredmények szerint a szárban mutatható ki a Ca, Mg, Fe, Mn, Sr, Al, B és Na maximuma.

105. táblázat. A napraforgó átlagos és fajlagos (1 t kaszat + melléktermése) elemfelvétele szennyezetlen talajon 1998-ban

(1) Elem jele, mértékegysége	(2) Szár	(3) Tányér	(4) Kaszat	(5) Együtt	(6) Fajlagos*
K	kg/ha	44	46	120	48
N	kg/ha	36	26	139	56
Ca	kg/ha	63	28	97	39
Mg	kg/ha	25	5	38	15
S	kg/ha	5	3	14	6
P	kg/ha	6	6	35	14
Fe	g/ha	250	226	631	252
Sr	g/ha	341	80	441	176
Mn	g/ha	144	48	252	101
B	g/ha	144	129	308	123
Al	g/ha	202	121	338	135
Zn	g/ha	24	26	135	54
Na	g/ha	134	102	238	95
Cu	g/ha	14	17	71	28
Mo	g/ha	1,4	1,7	4,3	1,7
Se	g/ha	2,4	0,3	9,2	3,7
Ni	g/ha	0,0	1,0	4,0	1,6
Cd	g/ha	0,5	0,2	1,2	0,5
Cr	g/ha	0,5	1,4	2,4	1,0

* 1 t szem + a hozzá tartozó szár és tányér melléktermékben. Átszámítási faktorok a fajlagos értékekhez: $K \times 1,20 = K_2O$, $P \times 2,29 = P_2O_5$, $Ca \times 1,40 = CaO$, $Mg \times 1,66 = MgO$
 Table 105. Mean and specific (1 t achene + by-products) element uptake of sunflower on uncontaminated soil in 1998. (1) Element symbol, quantity. (2) Stalk. (3) Flower head. (4) Achene. (5) Together. (6) Specific*. Note: *In 1 t achenes + the relevant stalk and flower head by-products. Conversion factors for the specific values: $K \times 1.20 = K_2O$, $P \times 2.29 = P_2O_5$, $Ca \times 1.40 = CaO$, $Mg \times 1.66 = MgO$.

A tányérban a K, Mo, Cr, míg a magtermésben a N, P, S, Zn, Cu, Se, Ni és Cd elemek halmozódtak fel a legnagyobb mennyiségben. A műtrágyázási szaktanácsadás számára a tervezett termés elemszükségletét mutató fajlagos tartalmakat is közöljük.

Vajon mennyi szennyező elemet képes a napraforgó maximálisan felvenni a talajból és így hozzájárulni a talaj tisztításához? Mennyiben alkalmas a növény fitoremediációra? A 106. táblázatban közölt adataink szerint a Hg méréshatár alatt maradt, az Pb és As 6–9, Cr 18, Ni 48, Cd 93, Cu 125, Ba 154, Al 329, Zn 556, Mo 710, Sr 1164, Se 1698 g/ha mennyiséget jelzett. A 810 kg/ha szennyezés kivonásához tehát hasonló körülmények között az As esetében pl. 93103 évre, a Cd esetében 8710 évre, a Se esetében 477 esztendőre volna szükség.

106. táblázat. A napraforgó maximális mikroelem-felvétele szennyezett talajon, g/ha, 1998-ban aratáskor

(1) Elemek	(2) Szárban	(3) Tányérban	(4) Kaszatban	(5) Összesen
Hg	0,0	0,0	0,0	0,0
Pb	5,8	0,5	0,0	6,3
As	7,0	1,2	0,5	8,7
Ni	7,0	15,0	26,5	48,5
Cr	12	5	1	18
Cu	38	32	55	125
Cd	47	16	30	93
Ba	132	20	2	154
Zn	245	63	248	556
Al	246	77	6	329
Mo	418	207	85	710
Se	806	564	328	1698
Sr	864	262	38	1164

Table 106. Maximum microelement uptake of sunflower on contaminated soil, g/ha, at harvest in 1998. (1) Elements. (2) In the stalk. (3) In the flower heads. (4) In the achenes. (5) Total.

A fitoremediáció az enyhébb diffúz szennyezésnél jöhet szóba, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfaj és termesztési technika is rendelkezésre áll. Az erősebben szennyezett talajok tisztítására a napraforgó, bár intenzív anyagcseréjű és nagy biomasszát képező kultúra, nem alkalmas. Ismeretes, hogy meszes talajon a legtöbb fémion felvehetősége egyébként is mérsékelt (*Csathó, 1994a; Lehoczy et al., 1996, 1998a,b*).

Összefoglalás

- A 13 vizsgált elemből csupán a Cd és Se bizonyult toxikusnak a napraforgóra. A növekvő Cd-terhelés gátolta a magképződést, csökkentette az olaj %-át a magban és az olajhozamot. A 270 kg/ha feletti Se-terhelés nyomán az állomány kiritkult, kipusztult és magtermés alig, vagy egyáltalán nem képződött.
- Az As, Cr, Cu, Hg, Pb mozgása gátolt e termőhelyen a talaj–növény rendszerben. Mérsékelt akkumulációt mutatott a növény szerveiben a Cd, Ba, Ni, Sr és Zn, extrém dúsulást a Mo és Se jelzett. Növényi szennyezés egészségügyi határkoncentráció túllépését, állati vagy emberi fogyasztásra alkalmatlan terméket eredményezett a Cd-, Mo-, Se- és feltehetően a nagyobb Hg-kezelésekben.
- Erősen szennyezett talajon is, a teljes föld feletti biomasszába került szennyező elemek mennyisége elenyésző maradt. A maximális 810 kg/ha terhelés remediációja hasonló körülmények között az As esetében pl. 93 ezer évet, a Cd esetében 8–9 ezer évet, a Se esetében elméletileg 477 esztendővet venne igénybe. Fitoremediáció az enyhébb diffúz szennyezésnél jöhet szóba, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfaj és termesztési technika is rendelkezésre áll.

Effect of Microelement Loads on Sunflower in 1998 (Summary)

- Of the 13 elements tested, only Cd and Se proved to be toxic to sunflower. Increasing loads of Cd inhibited seed formation and reduced the oil % of the seed and the oil yield. At Se loads of above 270 kg/ha much or all of the stand was destroyed and little or no seed yield was obtained.
- The mobility of As, Cr, Cu, Hg and Pb within the soil–plant system was inhibited at this growing site. Moderate accumulation was recorded in the plant organs for Cd, Ba, Ni, Sr and Zn, while extremely high concentrations were measured for Mo and Se. The health limits for plant contamination were exceeded for Cd, Mo and Se, and probably at the higher rates of Hg, leading to products unsuitable for animal and human consumption.
- Even on heavily loaded soil, the quantity of contaminants found in the whole aboveground biomass remained negligible. Under such conditions, the remediation of the maximum load (810 kg/ha) would theoretically take 93,000 years in the case of As, 8–9000 years for Cd and 477 years for Se. Phytoremediation could be a solution in the case of mild, diffuse pollution, if a satisfactory hyperaccumulator plant species and production technology were available.

Mikroelem-terhelés hatása a sósóra 1999-ben

A vetés 1999. március 30-án történt 50 cm sortávra és 300 db/fm csíraszámával, Pallagi nagylevelű fajtaival. Lassú, egyenetlen kelést követően állománybonítást végeztünk törőzsás állapotban és betakarítás előtt. A sorközök kapálására kétszer került sor a tenyészidő folyamán, a megjelenő magszárakat kézzel távolítottuk el. Betakarításkor a teljes föld feletti hajtást vágtuk le parcellánként kézzel a föld felett kb. 4 cm magasságban. A parcellák mérete $3,5 \times 6 = 21 \text{ m}^2$ volt.

A mintául szolgáló $4 \times 4 = 8 \text{ fm} = 2 \text{ m}^2/\text{parcella}$ növényi anyagban mértük a friss és légszáraz tömeget, majd $40\text{--}50^\circ\text{C}$ -on történő szárítást követően a mintákat finomra daráltuk és cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolás után 20–24 elemre analizáltuk ICP-technikát alkalmazva. A Központi Élelmiszeripari Kutatóintézet Lipidlaboratóriuma a friss levélminták oxálsavtartalmát vizsgálta.

A sóska vízellátottsága: az elővetemény napraforgó a talajt kiszárította. Lekerülése után a sóska vetéséig eltelt 6 hónap alatt (1998. szeptember vége–1999. március 30.) összesen 218 mm csapadék hullott, ennyivel nőhetett a talaj vízkészlete. A tenyészidőszak alatt áprilisban 87, májusban 77, júniusban 192, azaz összesen az 1999. évi II. negyedévben 356 mm eső esett. A sóska rendelkezésére tehát elvileg 574 mm vízkészlet állhatott, ami csaknem ideálisnak mondható és a sokéves átlagot 140 mm-rel haladta meg. Mindez kedvezett a sóska fejlődésének és a tenyészidő hosszát is megnövelte.

Kísérleti eredmények

A 107. táblázat adatai szerint a sóska fedettségi %-át május 26-án mindössze 3 elem (As, Cd, Se) csökkentette bizonyíthatóan. Az As-terhelés depresszív hatása csak a maximális adagnál jelentkezett és a bonításiak szerint a korai törőzsás állapotban volt kifejezett. Betakarítás idejére a depresszió mérséklődött. Megállapítható, hogy a sóska érzékenyen reagált a Cd-szennyezésre. A kadmium gátolta a kelést, fejlődést és termésesökkenést okozott a 270, ill. 810 kg/ha terhelésnél. A 90 kg/ha feletti Se-terhelésnél a sóska már ki sem kelt, ill. gyakorlatilag kipusztult. A betakarításiakori hajtás átlagosan 7,2 % légszáraz anyagot tartalmazott, a kadmiummal erősen szennyezett talajon 8–9 % volt.

A kezelések hatását a légszáraz sóska betakarításiakori hajtásának elemösszetételére a 108. táblázatban tanulmányozhatjuk. Az adatokból látható, hogy legnagyobb mennyiségben az alumínium fordul elő és némileg nőtt koncentrációja az Al-terheléssel. A stroncium beépülése csaknem a 4-szeresére emelkedett a növekvő Sr-kínálattal. Mérsékelt volt a Zn-akkumuláció ezen a cinkkel gyengén ellátott meszes talajon. A maximális Zn-terheléssel mindössze kétszeresére javult a hajtás Zn-tartalma a kontrollhoz viszonyítva. Hasonló

körülmények között tehát ilyen mérvű Zn-szennyezés nem jelent veszélyt a táplálékláncra, figyelembe véve korábbi eredményeinket is.

107. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a sóskára 1999-ben

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Sóskafedettség %-a máj. 26-án</i>						
As	50	38	60	28		44
Cd	40	23	18	14	12	24
Se	50	37	4	0		23
<i>B. Bonitálás jún. 3-án*</i>						
As	5,0	4,5	5,0	3,5		4,5
Cd	4,5	2,5	2,5	2,0	1,1	2,9
Se	5,0	3,5	—	—		2,1
<i>C. Bonitálás júl. 19-én *</i>						
As	4,5	4,5	4,5	4,0		4,4
Cd	4,5	3,0	2,5	2,5	1,2	3,1
Se	5,0	3,5	—	—		2,1
<i>D. Föld feletti zöld tömeg (t/ha) júl. 9-én**</i>						
As	43	38	44	31		39
Cd	40	36	28	19	11	31
Se	40	26	—	—		17
<i>E. Föld feletti légszáraz tömeg (t/ha) júl. 19-én</i>						
As	2,8	2,6	3,0	2,1		2,6
Cd	2,6	2,5	2,2	1,7	0,8	2,2
Se	2,9	1,9	—	—		1,2

Megjegyzés: *Bonitálás: 1 = gyenge; 5 = erősen fejlett állomány; **légszáraz anyag átlagosan 7,2 %; – Növényzet kipusztult

Table 107. Effect of phytotoxic treatments on sorrel in 1999. (1) Element. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean.

A molibdén extrém mobilitást mutatott a talaj–növény rendszerben és csaknem 40-szeresére dúsult a molibdénnel erősen szennyezett talajon. Az 5 mg/kg szárazanyag feletti Mo-koncentrációt már károsnak tekintjük, mert Cu-hiányt indukálhat az állati vagy emberi szervezetben. A kiugróan nagy Mo-tartalom mérgezést okozhat. A Cu-felvétel közismerten gátolt a föld feletti növényi szervekbe, koncentrációja mindössze megkétszereződött maximális terheléssel. Csaknem 7-szeresére ugrott a növények Ni-tartalma, de így is 10 mg/kg érték alatt maradt a légszáraz hajtásban (108. táblázat).

Igazi hiperakkumulációt mutatott a szelén 3-nagyságrendi dúsulással már a 90 kg/ha adagnál. [90 kg/ha 30 mg/kg terhelésnek felelne meg, a szántott réteget 3 millió kg/ha tömegnek tekintve.] A hajtásban 467 mg/kg értéket mértünk, tehát a szelén transzfer koefficiense vagy dúsulási faktora kereken 16. Az előbb tárgyalt molibdén esetében ez a mutató 0,28, míg a réz esetében 0,04 a

maximális terhelésű kezelésekben. A Cr-, Pb-, As- és Hg-akkumuláció szennyezett talajon mindössze néhány mg/kg értéket ért el. A kadmium viszont a kontrolltalajon mért 0,2-ről 20,3-ra ugrott, tehát két nagyságrendet emelkedett (108. táblázat).

108. táblázat. A kezelések hatása a légszáras sóska hajtásának összetételére, mg/kg légszáras anyagban 1999. július 19-én

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
Al	220	189	249	290	48	237
Sr	41	55	85	156	18	84
Zn	28	39	44	55	10	42
Ba	17	22	30	58	6	32
Mo	2	41	63	77	28	46
Cu	6,5	8,6	10,2	12,2	2,4	9,4
Ni	1,4	4,4	6,8	9,5	3,6	5,5
Se	<0,6	467	–	–	47	234
Cr	0,5	0,7	1,8	3,7	1,0	1,7
Pb	0,4	0,8	1,5	2,1	1,0	1,2
Cd	0,2	6,2	12,2	20,3	4,8	9,7
As	<0,4	<0,4	1,1	3,6	1,0	1,2
Hg	<0,1	<0,1	0,1	0,5	0,2	0,2

Egyéb elemek átlagos koncentrációja: K: 4,81, N: 2,40, Ca: 1,55, P: 0,94, Mg: 0,80, S: 0,26 %; Fe: 265, Mn: 113, Na: 49, NO₃-N: 31, Co: 0,2 mg/kg

Table 108. Effect of treatments on the composition of sorrel shoots, mg/kg air-dry matter, on 19 July 1999. (1)–(4): see Table 107.

A 8/1985. (X. 21.) EüM rendelet szárított zöldségre legfeljebb 4, 2, 0,3 és 0,05 mg As-, Pb-, Cd és Hg-tartalmat engedélyez kg szárazanyagra számítva. Egyéb elemekre nem ad meg határkoncentrációkat. Fentiek alapján a sóska emberi fogyasztásra egyértelműen alkalmatlanná vált már a mérsékelt szennyezésnél is. Viszont az As-, Pb- és Hg-kezelésekben csak a legnagyobb terhelés eredményezett határérték közeli vagy feletti növénybeni tartalmakat. A 4/1990. (II. 28.) MÉM rendelet takarmánykeverékekben legfeljebb 0,1, 0,5, 2 és 5 mg/kg Hg-, Cd-, As- és Pb-készletet engedélyez. A higany, kadmium és arzén esetében szennyezett talajon túllépés történt, tehát a termés hasonló célokra nem használható fel, ill. nem takarmányozható.

Chaney (1982) szerint a tömegtakarmányokban és a háziállatok abrakjában az alábbi egészségügyi maximum fogadható el: Cd 0,5, Se 2, Co 10, V 10–50, Mo 10–100, Cu 25–300, Pb 30, F 40–200, As 50, Ni 50–300, B 150, Zn 300–1000, Mn 400–2000, Fe 500–3000, Cr(III) 3000 mg/kg szárazanyagban. A szerző megjegyzi, hogy a nagyobb terhelés hosszan tartó etetésnél kedvezőtlen mellékhatásokat okozhat. A kadmiumra megadott érték nem az állati egészség,

hanem döntően a humán élelmezés szempontjait, az ember védelmét tükrözi. Kétségtelen, hogy az egyes állatfajok tűrőképessége jelentősen eltérhet. Viszonylag érzékeny számos elem túlsúlyára a juh és a legelő szarvasmarha, míg a sertés és a csirke általában ellenállóbb.

A német nyelvű irodalomban (*Sauerbeck, 1985 és Brauer, 1998* munkáiban) közölt egészségügyi maximumok az alábbiak: Cd: 0,5, Hg és Tl: 1,0; Co, Mo, Pb és V: 10; Cu: 25–30; As, Cr és Ni: 50; B: 150; Zn: 300; Mn: 400 mg/kg szárazanyag. Az Európában elfogadott határértékek általában kevésbé liberálisak, ill. nagyobb biztonságra törekszenek és mindig a legérzékenyebb fajra adottak. A sóska hajtásának elemösszetétele (*108. táblázat*) a felsorolt elemek közül csupán a Cd és Mo egészségügyi maximumát haladta meg.

Összességében megállapítható, hogy a sóska mérsékeltén halmozza fel az elemeket, mikroszennyezőket. Az 1996-ban termett spenót levelében, a nagyobb terhelésű parcellákon a Cd 144, Cr 16, Cu 18, Hg kereken 10, Mo 670, Se 765, Sr 518 és a Zn 289 mg/kg koncentrációt mutatott légszáraz anyagban. A spenót levelének elemtartalma tehát esetenként többszöröse lehet a sóska hajtásában mértnek. A *108. táblázatban* megadottakat figyelembe véve ez a szorzófaktor az alábbi az egyes elemeknél: Cu: 1,5, Se: 1,6, Sr: 3,3, Cr: 4,1, Zn: 5,2, Cd: 7,1, Mo: 8,7, Hg: 20 mg/kg. Az Pb, As, Ni és Ba elemek koncentrációja közelálló volt a két növényfajban.

Az egyéb esszenciális elemek átlagos mennyisége a sóska hajtásában a következő volt: K: 4,80 %, N: 2,40 %, Ca: 1,55 %, P: 0,94 %, Mg: 0,80 %, S: 0,26 %, Fe: 265 mg/kg, Mn: 113 mg/kg, Na: 49 mg/kg, NO₃-N: 31 mg/kg, Co: 0,2 mg/kg légszáraz anyagban. Kiemelkedő tehát a sóska ásványianyag-készlete, különösen a K, Ca, P és Mg elemekben gazdag. Ugyanakkor NO₃-N-ben szegény. A spenót levele ugyanitt átlagosan 636 mg/kg értéket jelzett, azaz kereken 20-szorosan haladta meg a sóska hajtásának NO₃-N-tartalmát. Ehhez minden bizonnyal az akkori csapadékszegényebb időjárás is hozzájárult, hiszen száraz évben a nitrogén feldúsulhat a növényi szövetekben, ill. nedves időszakban hígulás lép fel. A spenót levele 1996. június 3-án 10–12 % légszáraz anyagot tartalmazott, míg a sóska hajtása 1999. július 19-én 7–9 %-ot. A zöld hajtás élettanilag a fotoszintetizáló levél funkcióját tölti be és ilyenkor összetétele alapján is összevethető a levéllel.

A 2,8 t/ha átlagos föld feletti légszáraz termés 134 kg K-, 67 kg N-, 43 kg Ca-, 26 kg P-, 22 kg Mg-, 8 kg S-, 742 g Fe-, 316 g Mn-, 137 g Na-, 87 g NO₃-N- és 0,6 g Co-felvételt jelzett a szennyezetlen talajon. A műtrágyázási szaktanácsadás számára az alábbi fajlagos mutató adható meg 10 t/ha zöld sóska-termés (föld feletti hajtás) elemigényeként: 17 kg N, 15 kg P₂O₅, 40 kg K₂O, 15 kg CaO és 9 kg MgO, ill. 2 kg S. A fajlagos mikroelem-tartalom 186 g Fe, 79 g Mn, 34 g Na és 2 g Co mennyiségnek felelt meg e termőhelyen.

A *109. táblázat* eredményei szerint a sóska elemfelvétele szennyezett talajon elenyészőnek minősíthető a talajterheléshez képest. Fitoremediáció csak az

enyhébb diffúz szennyezésnél jöhetne szóba, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfajjal rendelkezünk és a termesztési technika is rendelkezésre áll. A 90 kg/ha mérsékelt szennyezésnél hasonló körülmények között, pl. a hiperakkumulációt mutató szelén esetében is, egy évszázadra lenne szükség ahhoz, hogy a talaj Se-tartalma az elvitt sóskatermással az eredeti szintre süllyedjen. A jelentős akkumulációt mutató molibdén esetében mindehhez közel 800 évre, a Cd elemnél 5–6 ezer, míg a krómnál már 45 ezer esztendőre. Az arzén és higany esetében a növényi felvétel nem is érzékelhető.

109. táblázat. A kezelések hatása a sóska elemfelvételére 1999-ben

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
Al	616	529	697	812	180	664
Sr	115	154	238	437	42	236
Zn	78	109	123	154	26	116
Ba	48	62	84	162	17	89
Mo	5	115	176	216	42	128
Cu	18	24	29	34	6	26
Ni	4	12	19	27	6	16
Se	2	887	–	–	88	444
Cr	1	2	5	10	3	4
Pb	1	2	4	6	2	3
Cd	0,5	16	32	53	8	25
As	0	0	3,1	10	3	3
Hg	0	0	0,3	1,4	0,3	0,4

Egyéb elemek felvétele: K: 134, N: 67, Ca: 43, P: 26, Mg: 22, S: 8 kg/ha; Fe: 742, Mn: 316, Na: 137, NO₃-N: 87, Co: 0,6 g/ha szennyezetlen talajon

Table 109. Effect of treatments on the element uptake of sorrel, 1999. (1)–(4): Table 107.

A sóska hajtásának oxálsavtartalma méréseink szerint 3–16 mg/g közötti tartományban ingadozott a szárazanyagban. Az adatok jelentős szórásokkal terheltek. Emelkedett az átlagos koncentrációkat jelzett 10 mg/kg körüli vagy feletti értékekkel a Cd-, Pb- és Sr-kezelés. Az 5–6 mg/kg közötti alacsony átlagos készlet az As-, Cu- és Zn-kezelt parcellák növényeit jellemezte. Úgy tűnik, az oxálsav szintézise akadályozott volt a Se-toxicitást mutató kezelésben is. Eredményeinket a 110. táblázatban mutatjuk be.

110. táblázat. A kezelések hatása a sóska hajtásának oxálsavtartalmára, mg/g szárazanyagban, 1999

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
Al	6,0	9,8	10,0	7,5		8,3
As	5,9	5,2	6,7	4,4		5,5
Ba	6,0	6,2	7,6	8,4		7,0
Cd	7,0	8,4	11,9	12,6		10,0
Cr	6,0	5,8	7,5	11,1		7,6
Cu	5,1	7,0	5,0	3,3	5,0	5,1
Hg	8,7	7,8	6,5	12,6		8,9
Mo	8,2	9,3	7,4	6,0		7,7
Ni	5,7	6,8	6,8	8,1		6,8
Pb	8,2	7,7	12,4	10,7		9,7
Se	7,0	3,7	–	–		5,3
Sr	6,0	7,1	16,0	14,4		10,9
Zn	5,7	7,8	6,9	4,7		6,3

Megjegyzés: SzD_{5%} az átlagok között 3,0 mg/kg

Table 110. Effect of treatments on the oxalic acid content of sorrel shoots, mg/g dry matter, 1999. (1)–(4): see Table 107.

Összefoglalás

– A 13 vizsgált elemből csak az arzén, kadmium és szelén bizonyult toxikusnak a sóska 1999-ben. Ebben a kielégítő csapadék-ellátottságú évben a kontrollparcellákon 40 t/ha föld feletti zöld (ill. 2,8 t/ha légszáraz) tömeg képződött 7–8 % légszárazanyag-tartalommal. Maximális As-terhelésnél a zöld hajtás hozama 28 %-kal, a maximális Cd-terhelésnél 52 %-kal csökkent. A 9 évvel ezelőtt adott 90 kg/ha Se-terhelés 35 %-os depressziót okozott, a 270 és 810 kg/ha terhelésnél pedig a növényzet ki sem kelt.

– A kontrollhoz viszonyítva erősen szennyezett talajon a Ba, Cu és Zn 2–3-, az Pb és Sr 4–5-, a Ni és Cr átlagosan 7-, a Mo 39-, a Cd 102-szeresére, a Se közel 6-ezerszeresére dúsult a növényi hajtásban. A Hg- 0,5, az As-koncentráció 3,6 mg/kg értéket ért el a légszáraz anyagban. A Hg-, As-, Cd-, Pb-, Mo- és Se-kezelésekben (a nagyobb terhelésnél) a termék humán fogyasztásra, ill. takarmányozásra alkalmatlanná vált.

– A talaj/növény transzfer koefficiens az egyes elemek esetében az alábbiak adódott a maximális terhelésnél (kivétel a Se): Se: 15,6, Sr: 0,42, Mo: 0,28, Ba: 0,15, Zn: 0,10, Cd: 0,07, Ni: 0,03, Cu: 0,02, As és Cr: 0,01, Pb: 0,006 és Hg: 0,002. A sóska a spenóthoz viszonyítva mérsékelt elemfelhalmozódást jelzett.

– A sóska hajtása gazdag ásványi anyagokban, esszenciális elemekben, de szegény nitrátban. A K 4,80 %, N 2,40 %, Ca 1,55 %, P 0,94 %, Mg 0,80 %, S 0,26 %, Fe 265 mg/kg, Mn 113 mg/kg, Na 49 mg/kg, NO₃-N 31 mg/kg, Co 0,2 mg/kg átlagos koncentrációt mutatott a légszáraz anyagban.

– A 2,8 t/ha légszáraz föld feletti termésben 134 kg K, 67 kg N, 43 kg Ca, 26 kg P, 22 kg Mg, 8 kg S, 742 g Fe, 316 g Mn, 137 g Na és 0,06 g Co épült be. A 10 t/ha zöld föld feletti hajtás fajlagos elemigénye hasonló körülmények között 17 kg N, 15 kg

P₂O₅, 40 kg K₂O, 15 kg CaO, 9 kg MgO és 2 kg S mennyiséget jelenthet. Adataink iránymutatóul szolgálhatnak a szaktanácsadás számára.

– A fitoremediáció csak az enyhén szennyezett talajok tisztítására lehet alkalmas, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfajjal rendelkezünk és a termesztési technika is rendelkezésre áll. Hasonló viszonyok között a sóska termése egy évszázad alatt állíthatná helyre a Se-mentes, 800 év alatt a Mo-mentes, 5–6 ezer év alatt a Cd-mentes vagy 45 ezer esztendő alatt a Cr-mentes (szennyezetlen, eredeti állapotú) talajt a 90 kg/ha terhelés esetén.

– Az oxálsav koncentrációja 3–16 mg/g között ingadozott a sóska hajtásának szárazanyagában. Emelkedett átlagos értékeket 10 mg/g felett a Cd-, Pb- és Sr-kezelésekben, míg alacsony tartalmakat az As-, Cu- és Zn-kezelésekben mértünk.

Effect of Microelement Loads on Garden Sorrel in 1999 (Summary)

The results of the experiment on garden sorrel, carried out in the 9th year of the microelement pollution experiment can be summarized as follows:

– Of the 13 elements tested only As, Cd and Se proved to be toxic to sorrel. At the maximum loads of As and Cd the green shoot yield was reduced by 28 and 52%, resp. A 90 kg/ha Se load applied 9 years previously led to a yield depression of 35%, while the plants did not even emerge on plots treated with 270 or 810 kg/ha.

– Compared with the control, 2–3 times higher concentrations were recorded in the plant shoots in the case of Ba, Cu and Zn, 4–5 times higher for Pb and Sr, 7 times higher on average for Ni and Cr, 39 times higher for Mo, 102 times higher for Cd, and almost 6000 times higher for Se. In the Hg, As, Cd, Pb, Mo and Se treatments (at higher loads) the crop became unsuitable for human consumption or animal feeding.

– The soil/plant transfer coefficients at maximum loads were: Se 15.6, Sr 0.42, Mo 0.28, Ba 0.15, Zn 0.10, Cd 0.07, Ni 0.03, Cu 0.02, As and Cr 0.01, Pb 0.006, Hg 0.002.

– Sorrel shoots are rich in minerals and essential elements, but poor in nitrate. The average concentrations observed in the air-dry matter were K 4.80, N 2.40, Ca 1.55, P 0.94, Mg 0.80, S 0.26% and Fe 265, Mn 113, Na 49, NO₃-N 31, Co 0.2 mg/kg.

– The quantities of elements incorporated into the 2.8 t/ha air-dry aboveground yield amounted to 134 kg K, 67 kg N, 43 kg Ca, 26 kg P, 22 kg Mg, 8 kg S, 742 g Fe, 316 g Mn, 137 g Na and 0.06 g Co. Under the given conditions the specific element requirements of the 10 t/ha fresh aboveground shoots can be provided by 17 kg N, 15 kg P₂O₅, 40 kg K₂O, 15 kg CaO, 9 kg MgO and 2 kg S.

– Phytoremediation is only suitable for the cleansing of mildly contaminated soils. Under given conditions sorrel yield would require a century to clear the soil of Se, 800 years for Mo, 5–6 thousand years for Cd and 45,000 years for Cr after 90 kg/ha loads.

– The oxalic acid concentration fluctuated from 3–16 mg/kg in the dry matter of sorrel shoots. Higher average values of above 10 mg/kg were recorded in the Cd, Pb and Sr treatments, while low levels were found in the As, Cu and Zn treatments.

Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára 2000-ben

Az elővetemény sósát 1999. július 19-én takarítottuk be, az őszi árpa vetésére pedig szeptember 30-án került sor 65–70 db/fm csíraszámmal, Plaisant fajtával, 4–5 cm mélyre vetve. Bonitálást állományfelettségre 2000-ben március 13-án bokrosodásban, május 4-én virágzásban és június 20-án aratáskor végeztünk. A gyomosodást és az árpaborítottság %-át is megbecsültük május 11-én. Levélanalízis céljából virágzás elején parcellánként 30–30 db zászlóslevelet gyűjtöttünk be. Betakarításkor 4–4 fm/parcella föld feletti növényi anyag szolgált laboratóriumi vizsgálatokra. Megmértük a minták friss és a 40–50 °C-on történt szárítás utáni légszáraz tömegét.

Az aratáskori mintakévék kalászeit elcsépeztük, ill. a levél, szalma, és szem mintegy 300 db növényi mintát finomra daráltuk és cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolás után 24 elemre analizáltuk ICP-technikát alkalmazva.

Megemlítjük, hogy 2000-ben az éves csapadék összege csupán 384 mm-t tett ki és a nyár aszályos volt. Az elővetemény sóska betakarítása után azonban a talaj 1999-ben még az őszi árpa vetéséig 140 mm, ill. év végéig újabb 190 mm, azaz összesen 330 mm csapadékkal gazdagodhatott. 2000. januárban 31, februárban 19, márciusban 32, áprilisban 53, májusban 20, júniusban 10 mm eső hullott. Elméletileg tehát az árpa 495 mm vízkészlettel rendelkezhetett. Mindez a május–júniusi aszály ellenére 5 t/ha körüli közepes szemtermések elérését tette lehetővé.

Kísérleti eredmények

A kísérlet 10. évében három elem, a szelén, arzén és kadmium nagyobb terhelése okozott károsodást a tenyészidő folyamán. Letális terhelésnek bizonyultak a 10 évvel ezelőtt adott 270, ill. 810 kg/ha adagok, melyek az árpa és a gyomnövényzet teljes pusztulását okozták. Mindez annak ellenére következett be, hogy a szelenát formában adott Se jelentős része már az altalajba mosódott, ill. felhígulhatott. Az arzén depresszív hatása csupán a maximális adagnál bizonyítható, de egyre kifejezettebbé vált az idő előrehaladtával, az előregedéssel. Az állomány kiritkult, növekedésében visszamaradt. Kevésbé kifejezetten, hasonló tendenciát mutatott a maximális Cd-terhelés. A kadmium toxicitása statisztikailag egyértelműen nem volt mindig igazolható a 111. táblázat eredményei szerint.

A 112. táblázatban bemutatott termésadatok alátámasztják a fenológiai megfigyeléseket, bonitálási eredményekből levont korábbi következtetéseket. A kontrollhoz viszonyított maximális Cd-terhelés 2,0 t/ha, As-terhelés ugyanitt 3,3 t/ha szemtermés-vesztéseget okozott, míg a nagyobb Se-terhelésnél a teljes szem- és szalmatermés megsemmisült. Az 1000-mag tömege és a mag csírázóképesége ugyanekkor érdemben nem változott a kapott szemterméseknél, ill. az As-, Cd- és 90 kg/ha Se-kezelésekben.

111. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása az őszi árpára 2000-ben

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Bonitálás március 13-án bokrosodásban</i>						
As	5,0	5,0	5,0	4,0	0,6	4,8
Cd	5,0	5,0	5,0	5,0		5,0
Se	5,0	4,0	2,0	1,0		3,0
<i>B. Bonitálás május 4-én virágzásban</i>						
As	5,0	5,0	5,0	2,0	0,4	4,3
Cd	5,0	5,0	4,5	4,0		4,6
Se	5,0	3,5	2,0	1,0		2,9
<i>C. Árpa borítottsági %-a május 11-én</i>						
As	96	92	97	52	6,0	84
Cd	92	97	92	88		92
Se	98	78	0	0		44
<i>D. Bonitálás június 20-án aratáskor</i>						
As	5,0	5,0	4,5	2,0	1,2	4,1
Cd	4,5	3,5	3,5	2,5		3,5
Se	4,5	2,5	1,0	1,0		2,2
<i>E. Átlagos növénymagasság június 20-án aratáskor, cm</i>						
As	84	88	87	62	12	80
Cd	83	92	83	79		84
Se	89	81	0	0		42

Megjegyzés: Bonitálás: 1,0 = kipusztult állomány; 5,0 = fejlett egészséges állomány
Table 111. Effect of phytotoxic treatments on winter barley in 2000. (1) Element. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Scoring at tillering on 13 March. B. Scoring at flowering on 4 May. C. Percentage barley cover on 11 May. D. Scoring at harvest on 20 June. E. Mean plant height at harvest on 20 June, cm. Note: Scoring: 1.0 = killed stand; 5.0 = well-developed healthy stand.

Megemlítjük, hogy a gyomborítottság általában jelentéktelen volt és 1 % alatt maradt, kivéve a depressziót okozó As-kezelést, ahol 4% fölé emelkedett. A zászloslevél átlagosan 27 % légszáranyag-tartalommal rendelkezett virágzáskor és tömege szintén jelezte a depressziót. A pelyva átlagosan 0,7 t/ha, az összes föld feletti légszár biomassa 10 t/ha körüli mennyiséget tett ki szennyezetlen talajon és 1:1 főtermés:melléktermés arányt mutatott. A száraz évjárat következtében az átlagos állománymagasság ugyanitt 90 cm körül ingadozott.

112. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása az őszi árpa légszáraz termésére 2000-ben

ben						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Zászlóslevél, g/30 db május 4-én*						
As	1,6	1,3	1,2	0,8	0,3	1,1
Cd	1,4	1,3	1,2	1,1		1,3
Se	1,5	0,9	0,0	0,0		0,5
B. Szem, t/ha						
As	5,4	4,2	4,3	2,1	1,3	4,0
Cd	5,0	4,3	4,2	3,0		4,1
Se	5,4	3,6	0,0	0,0		2,2
C. Szalma, t/ha**						
As	4,0	3,2	3,3	1,6	1,0	3,0
Cd	3,9	3,3	3,2	2,3		3,2
Se	4,2	2,8	0,0	0,0		1,8
D. 1000-mag tömege, g						
As	41	41	40	40	3	40
Cd	41	40	40	39		40
Se	41	37	0	0		20
E. Mag csírázóképesége, %						
As	94	95	94	92	4	94
Cd	96	92	93	94		94
Se	95	96	0	0		48

Megjegyzés: * = Átlagosan 27 % légszárazanyag-tartalommal; ** = A pelyva átlagosan 0,7 t/ha, az összes föld feletti tömeg 10 t/ha körül alakult szennyezetlen talajon 1:1 főtermés:melléktermés aránnyal

Table 112. Effect of phytotoxic treatments on the air-dry yield of winter barley in 2000. (1)–(4): see Table 111. A. Flag-leaf g/30 leaves on 4 May. B. Grain, t/ha. C. Straw, t/ha. D. 1000-seed mass, g. E. Seed germination ability, %. Note: * = With an average of 27% air-dry matter content; ** The husks made up an average 0.7 t/ha and the total aboveground mass around 10 t/ha on uncontaminated soil, with a 1:1 main product/by-product ratio.

Ami az árpa szerveinek összetételét illeti megállapítható, hogy az arzén mindössze néhány mg/kg koncentrációt ért el a vegetatív részekben, ill. néhány tized mg/kg mennyiséget a szemben. A Ba- és a Sr-tartalom átlagosan 2–3-szorosára emelkedett szennyezett talajon. Mérsékelten dúsult a kadmium, króm és a réz is a növényi szervekben, míg a higany a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt minden esetben. Jelentéktelen akkumulációt mutatott még a nikkel és ólom. Hiperakkumulációval a molibdén és szelén jellemezhető, mely elemek mennyisége több száz mg/kg értéket ért el a légszáraz vegetatív részekben. A kontrollhoz viszonyítva levélben és szemben a cink 3–4-szeresére, míg a szalmában 16-szorosára ugrott, luxusfelvételre utalva (113. táblázat).

113. táblázat. Mikroelem-terhelés hatása a légszáraz őszi árpa összetételére 2000-ben

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>As mg/kg, As-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	< 0,4	0,5	1,7	3,6	0,4	1,4
b) Szalma ²	< 0,4	1,5	4,5	6,4	0,6	3,1
c) Szem ²	< 0,4	< 0,4	0,4	0,4	0,2	0,2
<i>Ba mg/kg, Ba-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	21	29	42	59	6	38
b) Szalma ²	23	30	34	36	9	31
c) Szem ²	2	3	4	5	1	4
<i>Cd mg/kg, Cd-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	0,1	1,2	2,5	5,0	1,2	2,2
b) Szalma ²	0,1	1,4	2,6	5,0	1,2	2,3
c) Szem ²	< 0,02	0,9	1,2	1,9	0,4	1,0
<i>Cr mg/kg, Cr-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	0,3	0,4	0,6	0,9	0,2	0,6
b) Szalma ²	0,1	0,5	0,9	2,4	0,3	1,0
c) Szem ²	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2
<i>Cu mg/kg, Cu-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	6,8	9,6	11,4	14,1	1,4	10,5
b) Szalma ²	2,3	3,6	4,4	6,0	1,0	4,1
c) Szem ²	3,0	4,4	4,9	5,2	0,7	4,4
<i>Hg mg/kg, Hg-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
b) Szalma ²	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
c) Szem ²	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
<i>Mo mg/kg, Mo-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	1	124	329	424	50	220
b) Szalma ²	1	96	176	212	58	121
c) Szem ²	0,5	18	33	35	5	22
<i>Ni mg/kg, Ni-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	0,3	0,4	0,7	1,4	0,7	0,7
b) Szalma ²	0,1	0,1	0,8	1,3	0,6	0,6
c) Szem ²	0,3	0,6	1,3	2,9	0,8	1,3
<i>Pb mg/kg, Pb-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	0,2	0,4	0,5	0,3	0,5	0,4
b) Szalma ²	0,1	0,0	0,2	0,4	0,4	0,2
c) Szem ²	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Se mg/kg, Se-terhelés hatására*</i>						
a) Levél ¹	1	455	–	–	26	228
b) Szalma ²	1	178	–	–	7	204
c) Szem ²	1	91	–	–	15	46
<i>Sr mg/kg, Sr-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	25	46	56	108	8	59
b) Szalma ²	23	32	36	59	8	38
c) Szem ²	2	4	4	7	1	4
<i>Zn mg/kg, Zn-terhelés hatására</i>						
a) Levél ¹	17	38	40	52	5	37
b) Szalma ²	2	6	13	33	4	14
c) Szem ²	12	30	34	45	6	30

Megjegyzés: ¹=Zászlólevél május 4-én, ²=szalma, szem június 20-án aratáskor; *=Se 30 kg/ha terhelésnél: levél 55, szalma 18, szem 34 mg/kg; – = A növényzet kipusztult

Table 113. Effect of microelement load on the composition of air-dry winter barley in 2000. (1) Plant organ. a) leaf; b) stalk; c) grain. (2)–(4): see Table 111. Note: ¹=Flag-leaf on 4 May, ²=straw, grain at harvest on 26 June *=Se at a contamination rate of 30 kg/ha: leaf 55, straw 18, grain 34 mg/kg; – = Stand was destroyed.

A 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet lisztben, gabonaőrleményekben maximálisan 0,02 Hg, 0,1 As és Cd, 0,15 Pb, 5 Cu és 30 mg/kg Zn elemtartalmat engedélyez. A 4/1990. (II. 28.) MÉM rendelet takarmányokban 0,1 Hg, 0,5 Cd, 2 As és 5 mg/kg Pb elemkoncentrációkat tart elfogadhatónak szárazanyagban. Az egyes állatfajok tűrőképessége jelentősen eltérhet. Így pl. juhok számára az egészségügyi maximum az abrakban 25, míg a csirkére 300 mg/kg a réz, valamint 300 és 1000 mg/kg a cink esetében Chaney (1982) szerint. A német irodalomban az alábbi koncentrációkat tekintik kritikusnak mg/kg szárazanyagban: Cd: 0,5, Hg és Tl: 1,0, Se: 2–5, Co, Mo, Pb és V: 10, Cu: 25–30, As, Cr és Ni: 50, B: 150, Zn: 300 és Mn: 400 (Sauerbeck, 1982; Brauer, 1998).

A hivatkozott hazai szabályozás értelmében az őszi árpa magtermése humán fogyasztásra alkalmatlanná vált az As-, Cd- és Zn-kezelésekben a határértékek túllépése miatt. A vegetatív növényi részek sem használhatók takarmányozási célokra az As- és Cd-kezelésekben. Az általában két nagyságrendbeli dúsulást mutató Mo és Se elemek természetesen mindenféle fogyasztásra alkalmatlan terméket eredményeztek szennyezett talajon. Az esszenciális molibdén és szelén ugyanis rendkívüli mobilitást mutat a talaj–növény–állat láncban és akadálytalanul beépülhet az állati vagy emberi szervezetbe, toxikózisokat okozva. Összefoglalóan arra a következtetésre juthatunk, hogy az őszi árpa érzékenyen reagál az arzén, kadmium és szelén túlsúlyára/szennyezésre, valamint káros mennyiségű As-, Cd-, Mo-, Se- és Zn-akkumulációra képes szennyezett talajon.

A 114. táblázatban az őszi árpa virágzáskori zászlóslevelének, valamint az aratáskori szem- és szalmatermésének elemösszetételét tanulmányozhatjuk szennyezetlen talajon. A zászlóslevél tápanyagai éréskor a magba vándorolnak, ezért összetétele diagnosztikai információt hordoz és képes tükrözni a növény tápláltsági állapotát. Az optimális összetétel tartománya a bokrosodás végi stádiumban levő fiatal hajtáséhoz hasonló, mely 4–5 % N-, 3–4 % K-, 0,5–1,0 % Ca-, 0,3–0,5 % P-, 0,2–0,4 % Mg-, 20–200 mg/kg Fe- és Mn-, 20–60 mg/kg Zn-, 5–15 mg/kg B- és Cu-koncentrációval jellemezhető a szárazanyagban (Bergmann, 1988; Bergmann & Neubert, 1976; Kádár, 2000).

A hivatkozott optimumokkal összevetve azt találjuk, hogy kísérletünkben az őszi árpa K és Zn elemekben viszonylag alacsonyabb készletet, míg N, Ca, Mg, Mn, B és Mo elemekben enyhe túlsúlyt jelzett ezen a talajon, bár még az optimum zónában maradt. A vizsgált 24 elem tekintetében egyértelműen a zászlóslevél mutat nagyobb koncentrációkat. Kivételt a Na és Ba képez, mely elemek tartalma a szalmában felülmúlja a zászlóslevélben mértet. Aratás idején a szemben dúsult a N, P, S, Fe, Zn, Se, Mo, Ni és Co elemekben, bár a Co a 0,1 mg/kg kimutathatósági határt jelentette. Figyelemre méltó, hogy a melléktermés egy nagyságrenddel gazdagabb volt Ca-, Na-, Sr- és Ba-kationokban, mint a szemtermés (114. táblázat).

114. táblázat. A légszáraz őszi árpa összetétele szennyezetlen talajon 2000-ben

(1) Elem jele és mértékegysége		(2) Zászlólevél május 4-én	(3) Szalma+pelyva június 26-án, aratáskor	(4) Szem
N	%	4,50	0,46	1,58
K	%	2,61	2,06	0,61
Ca	%	0,87	0,45	0,04
P	%	0,39	0,10	0,39
S	%	0,32	0,08	0,11
Mg	%	0,26	0,21	0,16
Fe	mg/kg	122	42	61
Mn	mg/kg	93	78	25
Na	mg/kg	90	383	48
Al	mg/kg	40	38	18
Sr	mg/kg	25	23	2
Ba	mg/kg	21	23	2
Zn	mg/kg	17	2	12
B	mg/kg	9,1	6,3	1,8
Cu	mg/kg	6,8	2,3	3,0
Se	mg/kg	1,0	1,0	1,0
Mo	mg/kg	1,0	1,0	0,5
Ni	mg/kg	0,3	0,1	0,3
Cr	mg/kg	0,3	0,1	0,1
Pb	mg/kg	0,2	0,1	0,0
Cd	mg/kg	0,1	0,1	0,0
Co	mg/kg	0,0	0,0	0,1
As	mg/kg	0,0	0,0	0,0
Hg	mg/kg	0,0	0,0	0,0

Table 114. Composition of air-dry winter barley on uncontaminated soil in 2000. (1) Element symbol, units. (2) Flag-leaf on 4 May. (3) Straw + husks. (4) Grain at harvest on 26 June.

Az aratáskori 5 t/ha körüli szemtermés, ill. a 10 t/ha körüli átlagos föld feletti légszáraz biomassa képződéséhez 102 kg N-; 133 kg K-; 24–25 kg Ca-, P- és S-; 18 kg Mg-; 0,5 kg Fe- és Mn-; 2,2 kg Na-felvételre volt szükség. Közismert, hogy a kalászosok közül az árpa, a kapások közül a répafélék Na-kedvelők. A nátrium részben helyettesítheti a káliumot, átveheti élettani funkcióit. A répánál stimulatív elemnek számít, míg az árpánál ilyen hatás egyértelműen nem bizonyított. Az 1 t szem és a hozzá tartozó melléktermés fajlagos elemkészlete kísérleti viszonyaink között az alábbi értékeket mutatta: 20 kg N, 27 kg K (32 kg K₂O), 5 kg Ca (7 kg CaO), 5 kg P (11 kg P₂O₅), 4 kg Mg (7 kg MgO), 5 kg S. Adataink felhasználhatók a növény tervezett termésének elemszükséglete megítélésénél a szaktanácsadásban (115. táblázat).

115. táblázat. Az őszi árpa átlagos és fajlagos (1 t szem + a melléktermése) elemfelvétele szennyezetlen talajon 2000-ben

(1) Elem		(2) Szalma+pelyva	(3) Szem	(4) Együtt	(5) Fajlagos*
N	kg/ha	23	79	102	20
K	kg/ha	103	30	133	27
Ca	kg/ha	22	2	24	5
P	kg/ha	5	20	25	5
S	kg/ha	4	6	25	5
Mg	kg/ha	10	8	18	4
Fe	g/ha	210	305	515	103
Mn	g/ha	390	125	515	103
Na	g/ha	1915	240	2155	431
Al	g/ha	190	90	280	56
Sr	g/ha	115	10	125	25
Ba	g/ha	115	10	125	25
Zn	g/ha	10	60	70	14
B	g/ha	32	9	41	8
Cu	g/ha	12	15	27	5
Se	g/ha	5	5	10	2
Mo	g/ha	5	2	7	1.4
Ni	g/ha	0,5	1,5	2	0,4
Cr	g/ha	0,5	0,5	1	0,2
Pb	g/ha	0,5	0,0	0,5	0,1
Cd	g/ha	0,0	0,0	0,0	0,0
Co	g/ha	0,0	0,5	0,5	0,1
As	g/ha	0,0	0,0	0,0	0,0

* 1 t szem és a hozzá tartozó szalma+pelyva elemkészlete. Átszámítási faktorok a fajlagos értékekhez: $K \times 1,20 = K_2O$, $P \times 2,29 = P_2O_5$, $Ca \times 1,40 = CaO$, $Mg \times 1,66 = MgO$

Table 115. Mean and specific (1 t grain + by-products) element uptake of winter barley on uncontaminated soil in 2000. (1) Element. (2) Straw + husks. (3) Grain. (4) Together. (5) Specific. *Element content of 1 t grain and the relevant straw+husks. Conversion factors for the specific values: $K \times 1.20 = K_2O$, $P \times 2.29 = P_2O_5$, $Ca \times 1.40 = CaO$, $Mg \times 1.66 = MgO$.

Szennyezett talajon a maximális mikroelem-felvétel (föld feletti biomassza betakarításkor) 1 kg körüli Mo- és Se-; 200–400 g Ba-, Sr- és Zn-; 56 g Cu-; 10–20 g Cr-, As-, Cd- és Ni-; 2 g Pb-mennyiséget jelentett hektáronként. A felvett Hg-mennyiség a kimutathatósági határ alatt maradt. Úgy tűnik, az erősen szennyezett talajok tisztítására (a fitoremediációra) az őszi árpa nem adhat perspektívát. Még az extrém dúsulással rendelkező molibdén és szelén esetében is 600–800 esztendőre volna szükség, hogy a 810 kg/ha terhelést megszüntessük.

A 116. táblázatban feltüntettük a vizsgált elemek transzfer koefficiensét, magyarosan talán áthasonulási együtthatónak nevezhető mutatót, mely a növényben és a talajban mért „összes” koncentrációk hányadosa. A nagyobb akkumulációs képességgel rendelkező szalma koncentráció-maximumát elosztottuk az elméletileg talajba adott 0, 30, 90, 270 mg/kg koncentrációkkal, melyek a 0–20 cm szántott rétegben kialakulhattak 1991 tavaszán a 0, 90, 270, 810 kg/ha terheléssel.

Az eljárás módszertanilag kifogásolható és csupán arra szolgál, hogy a nagyságrendi különbségeket érzékeltesük az egyes elemek felvételében. Aktív dúsulást, koncentrációnövekedést a növényben egyetlen elem, a Se mutatott a talajbani kínálatához képest, mégpedig közel 6-szorost. A Mo esetében ez a transzfer koefficiens 0,8; a Sr-nál 0,2; a Ba és Zn elemeknél 0,1; a Cu, As, Cd elemeknél 0,02; Cr-nál 0,009; Ni-nél 0,005; az Pb 0,001 együtthatóval rendelkezik, míg a Hg-nál mérés határ alatti.

116. táblázat. Az őszi árpa maximális mikroelem-felvétele szennyezett kezelésekben, g/ha aratáskor, 2000

(1) Elem	(2) Melléktermésben	(3) Szemben	(4) Együtt	(5) Transzfer koefficiens*
Mo	1060	175	1135	0,785
Se	623	328	951	5,933
Sr	295	35	330	0,219
Ba	180	25	205	0,133
Zn	165	225	390	0,122
Cu	30	26	56	0,022
As	15	1	16	0,024
Cd	15	6	21	0,019
Cr	12	1	13	0,009
Ni	6	15	21	0,005
Pb	2	0	2	0,001
Hg	0	0	0	0,000

* Szalmában/talajban mért összes elemtartalom hányadosa

Table 116. Microelement uptake of winter barley in contaminated treatments, g/ha, at harvest in 2000. (1) Elements. (2) In the by-products. (3) In the grain. (4) Together. (5) Transfer coefficient*. *Ratio of the total element contents in the straw/soil.

A transzfer koefficiens mutató értéke természetesen nagyságrenddel eltérhet attól függően, hogy mely növényfaj vagy növényi szerv jelzi az egyes elemek felvételét, ill. milyen talajon folyik a kísérlet stb. A savanyú homoktalajokkal beállított kistenyészedenyes vizsgálatokban pl. ez az áthasonulási együttható gyakran 1–10 közötti értéket mutatott a kadmium esetében (Sauerbeck, 1985). Hazai termőhelyeinken ilyen mérvű Cd-dúsulás kevésbé valószínű. Az újabb irodalmi forrásokat áttekintve Brauer (1998) az alábbi transzfer koefficienseket közli

könyvében: As, Cr, Hg, Pb: 0,5 alatt; Co, Cu, Ni: 0,01–2; Cd, Tl, Zn: 0,03–10; Se: 0,1–10.

A korábban taglalt növényi felvétel és a kémiai talajkivonószerezrel becsült oldhatóság között az egyes elemeket összehasonlítva nincs összefüggés. Így pl. a réz csaknem felét (46 %-át) oldható formában találjuk a szántott rétegben. A növénybeni dúsulása viszont elhanyagolhatóan kicsi. Ezzel szemben a talaj–növény rendszerben nagy mobilitást mutató Se-szennyezésnek mindössze 4 %-át találjuk oldható formában. A *Lakanen és Erviö (1971)* által kidolgozott NH_4 -acetát + EDTA kioldás elsősorban a talajoldat és a kolloidokon adszorbeált kicserélhető elemkészlet becslésére alkalmas. Természetszerűen nem jelezheti az egyéb nehezen oldható, ill. kötöttebb formák mennyiségét. Alkalmas viszont a talajszennyezettség megítélésére, szaktanácsadási célokra, amennyiben kielégítően jelezni képes az elem dúsulásokat.

A talajbani határkoncentrációk hasonló terhelési kísérletekben becsülhetők elemenként és módszerenként, mivel a kapott eredmények módszer-függők. Kísérleti körülményeink között az őszi árpa termése fogyasztásra alkalmatlanná vált, amikor pl. az NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalom a szántott rétegben elérte az 1–2 mg Se-, 3–4 mg As- és Mo-, 14–16 mg Cd- és Zn-, ill. 130 mg körüli Cu-koncentrációt. A megadott értékek a *Lakanen és Erviö (1971)* módszerre érvényesek. A leveles zöldségek (mint a spenót és a sóska) ugyanezen a talajon nagyobb elemfelhalmozást mutattak, érzékenyebbnek bizonyultak a szennyezésre. Összefoglalóan megállapítható, hogy a határértékeket növényfajra is finomítani kell, ill. általánosságban a legérzékenyebb faj védelmét szem előtt tartva kívánatos megállapítani.

Összefoglalás

- A 13 vizsgált elemből az As, Cd és Se bizonyult toxikusnak az őszi árpára. Az aszályos évben szennyezetlen talajon 5,0–5,5 t/ha szemterméseket kaptunk, mely a maximális Cd-terheléssel 3,0 t/ha, a maximális As-terheléssel 2,1 t/ha mennyiségre csökkent. A 10 évvel korábban adott 270, ill. 810 kg/ha Se-terhelés az árpa és a gyomok teljes pusztulását okozta.
- Extrém dúsulást a növényi szövetekben a szelén és molibdén mutatott. A termett növényi anyag azonban fogyasztásra, ill. takarmányozásra alkalmatlanná vált az As-, Cd-, Mo-, Se- és Zn-kezelések parcelláiban is.
- Szennyezett talajon a maximális elemfelvétel betakarításkor (föld feletti biomassa) 1 kg körüli Mo- és Se-, 200–400 g Ba-, Sr- és Zn-, 56 g Cu-, 10–20 g As-, Cd-, Cr- és Ni-, valamint 2 g Pb-mennyiséget jelentett ha-onként. Az erősen szennyezett talajok tisztítására, fitoremediációra az őszi árpa nem alkalmas.
- A szalmában/talajban mért összes koncentráció hányadosaként ismert transzfer koefficiens az alábbiak adódott az egyes elemekre: Se: 5,9; Mo: 0,8; Sr: 0,2; Ba és Zn: 0,1; Cu, As és Cd: 0,02; Cr: 0,09; Ni: 0,005; Pb: 0,001.
- Az 1 t szem + a hozzá tartozó melléktermés elemtartalma szennyezetlen talajon 20 kg N-, 27 kg K- (32 kg K_2O), 5 kg Ca- (7 kg CaO), 5 kg P- (11 kg P_2O_5), 4 kg

Mg- (7 kg MgO), 5 kg S-, 100 g Fe- és Mn-, kereken 400 g Na-, 56 g Al-, 25 g Sr- és Ba-, 14 g Zn-, 8 g B-, 5 g Cu- és 1–2 g Mo- és Se-készletet jelzett.

– Az NH₄-acetát + EDTA módszer szerint becsült talajbani oldhatóság és a növényi felvétel között nem volt összefüggés az egyes mikroelemek közötti viszony tekintetében.

Effect of Microelement Loads on Winter Barley in 2000 (Summary)

– Of the 13 elements examined, As, Cd and Se proved to be toxic to winter barley. In this droughty year a grain yield of 5.0–5.5 t/ha was achieved on uncontaminated soil, which declined to 3.0 and 2.1 t/ha with maximum Cd and As load, resp. The 270 and 810 kg/ha rates of Se applied 10 years earlier led to the complete destruction of both the barley and the weeds.

– Selenium and molybdenum exhibited extreme concentration in the plant organs. The plant products were unsuitable for human or animal consumption on plots treated with As, Cd, Mo, Se and Zn.

– On contaminated soil the maximum element uptake in the aboveground biomass at harvest amounted to around 1 kg Mo and Se, 200–400 g Ba, Sr and Zn, 56 g Cu, 10–20 g As, Cd, Cr and Ni, and 2 g Pb per hectare. Winter barley is not suitable for the phytoremediation of heavily contaminated soils.

– The transfer coefficient, expressing the straw/soil ratio for the total concentrations, had the following values for the different elements: Se: 5.9, Mo: 0.8, Sr: 0.2, Ba and Zn: 0.1, Cu, As and Cd: 0.02, Cr: 0.09, Ni: 0.005, Pb: 0.001.

– The element content of 1 t grain + the relevant by-products on uncontaminated soil indicated reserves of 20 kg N, 27 kg K (32 kg K₂O), 5 kg Ca (7 kg CaO), 5 kg P (11 kg P₂O₅), 4 kg Mg (7 kg MgO), 5 kg S, 100 g Fe and Mn, around 400 g Na, 56 g Al, 25 g Sr and Ba, 14 g Zn, 8 g B, 5 g Cu and 1–2 g Mo and Se.

– No correlation could be found between the soil solubility estimated with the NH₄-acetate + EDTA method and plant uptake for the various microelements.

Mikroelem-terhelés hatása a repcére 2001

Az elővetemény őszi árpát 2000. június 20-án takarítottuk be. A Duplon fajtájú repce vetésére szeptember 12-én került sor 15–20 db/fm csíraszámú gabona sortávolságra, 2 cm mélyen. Állománybonítást törózsás állapotban, virágzásban és betakarítás előtt végeztünk. A növénymintavétel parcellánként 4–4 fm föld feletti anyag begyűjtését jelentette aratáskor. Mértük a minták friss és 40–50 °C-on történt szárítás utáni légszáraz tömegét. Az összes olajtartalmat petróleum/éter kioldással a klasszikus Soxhlet készüléken vizsgáltuk. A zsírsavak elemzéséhez az olajat hidraulikus nyomással nyertük és a zsírsavakat gáz-kromatográfus módszerrel határoztuk meg trimetil-szulfonium-hidroxid előkészítést követően *Butte (1983)* szerint. A Ba-, Mo-, Sr- és Zn-kezelésekben kapott magtermés olajtartalmát és zsírsavösszetételét az újvidéki Szántóföldi- és Zöldségnövények Kutatóintézetében határozták meg.

A mintakévek cséplése után a szár, becő és mag mintegy 300 db mintáját finomra őröltük és cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolás után 24 elemre analizáltuk, ICP-technikát alkalmazva. A parcellák bruttó területe $3,5 \times 6 = 21 \text{ m}^2$, betakarításkor a belső $2 \times 6 = 12 \text{ m}^2$ állományt kombájnoltuk. Az egyéb megfigyelések, mintavételek is erre az értékelt vagy nettó területre vonatkoznak.

2001-ben az éves csapadék összege 622 mm-t tett ki, a sokéves átlagot (590 mm) némileg meghaladóan. A május–június aszályosnak minősült a repce számára, a július–szeptember havi bővebb esők csapadékát pedig rövid tenyészideje miatt már nem hasznosíthatta. Az elővetemény őszi árpa betakarítása és a repce vetése közötti időszakban (2000. július és augusztus) 55, szeptemberben 43, októberben 34, decemberben 57, 2001. januárban 44, februárban 0, márciusban 62, áprilisban 47, májusban 17, júniusban 47 mm csapadékösszegeket mértünk. Elméletileg tehát legfeljebb 406 mm vízkészlet állhatott a repce rendelkezésére a tenyészideje során. A talaj ezt megelőzően érdemi felvehető vízkészlettel nem rendelkezett.

Kísérleti eredmények

A kísérlet 11. évében három elem mutatott toxicitást a tenyészidő folyamán. A maximális As-terhelésre a repce már a korai stádiumban (kelést követően és törózsás korban) fejlődési rendellenességgel reagált. Az állomány visszamaradt a fejlődésben, csökkent a tőszám. Később, feltehetően amikor a növények gyökerei már áthaladtak az arzénal szennyezett szántott felső talajrétegen, az állomány erőteljesebb fejlődésnek indult. Hasonlóképpen depressziót észleltünk a 270, ill. 810 kg/ha Cd-terhelés esetén a fiatalkori állományban. Ez a negatív hatás az aratás idejére megszűnt, sőt a kadmiummal szennyezett talajon zöldebb, fejlettebb növényzet fejlődött. A tőszám nem csökkent (*117. táblázat*).

Ezzel szemben a Se-toxicitás már a 90 kg/ha terhelésnél kifejezetté vált és az ezt meghaladó terhelés ritka, fejletlen, pusztuló állományt eredményezett. A 11 évvel ezelőtti adott 810 kg/ha Se-terhelés nyomán a repce és a gyomnövényzet szinte teljesen kipusztult. A szelenit formában adott szelén a mélyebb talajrétegeket is szennyezte, a feltalajban részben felhígult, csökkent a koncentrációja. A repce vetése előtt 2000

szeptemberében vett talajmintákban az arzén, kadmium és szelén NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalma a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt a szennyezetlen kontrolltalajban. A 810 kg/ha terhelésnél az oldható koncentráció az arzén, kadmium és szelén esetében 37, 124 és 11 mg/kg volt a szántott rétegben.

117. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása az őszi káposztarepcére 2001-ben

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Bonitálás április 12-én, törőzsás korban</i>						
As	4,0	4,5	4,5	1,0	1,0	3,5
Cd	4,0	4,5	2,5	1,5		3,1
Se	4,5	2,0	1,0	1,0		2,1
<i>B. Bonitálás április 27-én, virágzáskor</i>						
As	4,5	4,5	4,5	2,5	1,0	4,0
Cd	4,5	5,0	2,0	1,5		3,3
Se	4,0	2,5	1,0	1,0		2,1
<i>C. Bonitálás június 27-én, aratáskor</i>						
As	5,0	5,0	5,0	4,5	1,2	4,9
Cd	4,5	4,5	4,5	5,0		4,6
Se	5,0	3,0	1,0	1,0		2,5
<i>D. Tőszám (db/m²) június 27-én, aratáskor</i>						
As	34	30	22	23	9	27
Cd	27	34	34	32		28
Se	28	24	10	4		16
<i>E. Növénymagasság (cm) június 27-én, aratáskor</i>						
As	110	112	100	102	12	106
Cd	108	104	104	110		107
Se	111	99	90	86		96

Megjegyzés: Bonitálás: 1 = kipusztult állomány; 5 = fejlett egészséges állomány

Table 117. Effect of phytotoxic treatments on winter oilseed rape in 2001. (1) Element. (2) Loads in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Scoring on 12 April in the rosette stage. B. Scoring on 27 April at flowering. C. Scoring on 27 June at harvest. D. Plant density (plants/m²) on 27 June at harvest. E. Plant height (cm) on 27 June at harvest. *Note:* Scoring: 1 = whole stand destroyed; 5 = well-developed, healthy stand.

A 118. táblázatban közölt termésadatok összhangban vannak a korábban elmondottakkal, a bonitálási és mérési eredményekkel. Az arzén tendenciájában mérsékelte, míg a kadmium növelte az aratáskori szár-, becő- és maghozamot. Statisztikailag azonban csak a szelén drasztikus mérgező hatása igazolható. Az összes föld feletti légszáraz tömeg 8–10 t/ha körül adódott szennyezetlen talajon. Az aszályos május és június, mely a repce virágzás-érés generatív szakaszát jellemezte, általában 1 t/ha alatti magterméseket eredményezett. A melléktermés/főtermés hányadosa ebből adódóan 9–11 közé tágult. A Se-toxicitás kifejezettebb volt a fiatal kori állományban, mint az érés idején, így a szelénrel szennyezett talajon ez a hányados 6–8 körülire szűkült.

118. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása az őszi káposztarepce légszáraz termésére 2001. június 27-én, aratáskor

termésére 2001. június 27-án, adataikról						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Szár, t/ha</i>						
As	6,63	6,55	4,79	4,09	2,61	5,55
Cd	5,80	5,08	6,83	7,24		6,22
Se	5,96	4,13	1,44	0,40		2,98
<i>B. Becő, t/ha</i>						
As	2,20	2,04	1,95	1,35	0,64	1,88
Cd	2,16	1,82	2,67	2,75		2,34
Se	2,04	1,86	0,75	0,25		1,22
<i>C. Mag, t/ha</i>						
As	0,79	0,77	0,86	0,56	0,27	0,75
Cd	0,87	0,76	0,99	1,03		0,91
Se	0,87	0,96	0,24	0,10		0,54
<i>D. Összes termés (szár + becő + mag), t/ha</i>						
As	9,62	9,37	7,60	6,00	3,04	8,18
Cd	8,83	7,66	10,49	11,02		9,47
Se	8,87	6,94	2,44	0,75		4,75
<i>E. Melléktermés/főtermés aránya</i>						
As	11,2	11,2	7,8	9,7	2,8	10,0
Cd	9,1	9,1	9,6	9,7		9,4
Se	9,2	6,2	8,8	6,5		7,7

Table 118. Effect of phytotoxic treatments on the air-dry yield of winter oilseed rape at harvest on 27 June 2001 (Calcareous chernozem soil, Nagyhörösök). (1)–(4): see Table 117. A. Stems, t/ha. B. Pods, t/ha. C. Seed, t/ha. D. Total yield (stem + pod + seed), t/ha. E. By-product/Main product ratio.

Az As, Hg és Pb elemekkel szennyezett talajon a repcemag, -szár, ill. -becő 0,1 mg/kg koncentrációt meghaladóan nem mutatott elemdúsulásokat. A termés tiszta, olajnyerésre és takarmányozásra egyaránt alkalmas maradt. [A vonatkozó 4/1990. (II. 28.) MÉM rendelet a takarmánykeverékek megengedhető káros-elem-tartalmát 0,1 Hg, 0,5 Cd, 2 As, 5 Pb mg/kg sz.a. mennyiségben határozza meg.] A bárium mérsékelten, 2–3-szorosára dúsult. A szabványok határkoncentrációkat nem közölnek, mivel a báriumot nem tekintik veszélyforrásnak az élelmiszerekben és takarmányokban (119. táblázat).

A kadmium nagyságrendi akkumulációt jelzett és fogyasztásra alkalmatlan terméket eredményezett. Az olajos magvakban elfogadható 0,6 mg/kg Cd értéket (17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet) a szennyezett talajon termett repce magtermése 2–3-szorosan, míg a takarmánykeverékekre megállapított 0,5 mg/kg értéket a becő 10-szeresen, a szár pedig közel 40-szeresen lépte túl. A repce tehát érzékeny a Cd-szennyezésre, könnyen szennyeződhet és emberi, ill. állati fogyasztásra egyaránt alkalmatlanná válhat (119. táblázat).

119. táblázat. A kezelések hatása a légszáraz őszi káposztarepce elemösszetételére
2001. június 27-én, aratáskor

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>Ba mg/kg, Ba-terhelés hatására</i>						
a) Szár	6,0	7,7	11,8	20,1	2,7	11,4
b) Becő	6,1	7,0	9,3	19,4	2,4	10,4
c) Mag	1,8	2,7	3,0	3,9	1,3	2,8
<i>Cd mg/kg, Cd-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,2	6,6	8,3	19,7	5,6	8,7
b) Becő	<0,02	1,3	1,6	5,2	1,3	2,8
c) Mag	0,1	1,4	1,8	1,9	0,6	1,3
<i>Cr mg/kg, Cr-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,1	0,7	2,7	4,9	1,4	2,1
b) Becő	0,2	0,5	2,1	4,1	0,7	1,7
c) Mag	0,3	0,4	0,5	0,6	0,2	0,5
<i>Cu mg/kg, Cu-terhelés hatására</i>						
a) Szár	1,3	1,2	1,3	1,9	0,4	1,4
b) Becő	2,0	2,0	2,8	4,5	0,7	2,8
c) Mag	3,7	5,0	5,4	5,8	0,7	5,0
<i>Mo mg/kg, Mo-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,1	73	144	137	42	88
b) Becő	0,5	78	164	266	48	127
c) Mag	0,5	6	13	29	3	12
<i>Ni mg/kg, Ni-terhelés hatására</i>						
a) Szár	<0,2	<0,2	0,4	0,4	0,2	0,2
b) Becő	<0,2	<0,2	0,2	0,6	0,2	0,2
c) Mag	0,9	1,4	2,5	3,8	0,9	2,2
<i>Se mg/kg, Se-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,6	49	119	331	44	125
b) Becő	1,2	41	194	714	40	238
c) Mag	1,6	139	214	431	79	196
<i>Sr mg/kg, Sr-terhelés hatására</i>						
a) Szár	58	56	72	94	6	70
b) Becő	88	99	124	211	10	130
c) Mag	16	22	19	32	4	22
<i>Zn mg/kg, Zn-terhelés hatására</i>						
a) Szár	3,5	8,0	9,6	13,0	1,2	8,5
b) Becő	5,0	8,2	7,3	10,5	1,4	7,8
c) Mag	32	41	45	49	6	42

Megjegyzés: Az As-, Hg- és Pb-terhelés hatására a repce szervei kimutathatóan, a 0,1 mg/kg koncentrációt meghaladóan nem szennyeződtek

Table 119. Effect of treatments on the element composition of air-dry winter oilseed rape at harvest on 27 June 2001 (Calcareous chernozem soil, Nagyhorcsök). (1) Plant organ. a) stem; b) pod; c) seed. (2)–(4): see Table 117. *Note:* Plant organs of rape grown in As-, Hg- and Pb-treated soils did not contain more than 0.1 mg/kg concentration.

A króm, réz és nikkel enyhén dúsult, ezen elemek kevésbé mobilisak a talaj–növény rendszerben. Élelmiszer- és takarmánynövényeink Cr- és Cu-tartalma hazánkban általában alacsony, a jelzett dúsulás inkább előnyösnek minősülhet. A takarmányokban 50 mg/kg szárazanyag.feletti Cr-, Cu- és Ni-készletet tekintenek kritikusnak érzékenyebb állatfajoknál (*Chaney, 1982; Sauerbeck, 1982; Brauer, 1998*). Megemlítendő, hogy míg a króm alapvetően a melléktermésben, addig a réz és nikkel a magtermésben akkumulálódott. Az utóbbi elemek tehát a magképződésben fontos szerephez jutnak.

A molibdén extrém módon halmozódott fel a növényi részekben. A kontrollhoz viszonyítva a magban 58-, a becőben 133-, a szárban 1370-szeres az akkumuláció. Mivel az 5–10 mg/kg feletti Mo-koncentráció már kritikusnak minősülhet tartós fogyasztásnál mind az ember, mind a növényevő állatfajok számára, a termék erősen szennyezetté, mérgezővé vált. A 4–5 mg/kg feletti Se-koncentráció szintén károsnak tekintett az élő szervezetre. A két nagyságrendi Se-dúsulás erősen szennyezett termést eredményezett. Mindkét elem rendkívüli mobilitást mutatott ezen a meszes vályogtalajon.

Mérsékelt volt az Sr- és Zn-felvétel, a kontrolltalajon mért koncentráció átlagosan kétszeresére emelkedett a maximális terhelés nyomán. A Sr-szennyezést főként a becő, a Zn-szennyezést a mag tükrözte kifejezettebben. Élelmiszerekre, takarmányokra határkoncentrációkat ezen elemekre nem közölnek, nem minősülnek érdemi veszélyforrásnak. A 119. táblázatban megfigyelt Zn-dúsulás mértéke egyébként inkább előnyösnek tekinthető, hisz hazai talajaink és növényeink általában Zn-hiányt mutatnak. Takarmányozási szempontból a 300 mg/ kg sz.a. Zn-koncentrációt minősítik „kritikusnak” az érzékenyebb állatfajok (pl. juhok) számára (*Sauerbeck, 1982; Chaney, 1982; Brauer, 1998*).

A növényi szervekbe épült elemek mennyisége arról tájékoztat, hogy a betakarított terméssel mennyi mikroelem távozhat a tábláról, milyen mértékben csökkenhet a talaj károselem-készlete, ill. mennyiben alkalmazható a fitoreme-diáció hasonló szennyezett talajok tisztítására, amennyiben repcét termesztünk. A repce elemforgalmának adatait a 120. táblázatban tanulmányozhatjuk. A leszűrhető főbb tanulságok:

- A föld feletti betakarítható biomasszával kivont mikroelemek döntő hányadát (a nikkel kivételével) a szár + becő melléktermésben találtuk. Így pl. a magtermés átlagosan csupán 1–3 %-át tartalmazta az összes felvett Ba-, Cd-, Cr-, Mo- és Sr-; 20–22 %-át a Cu- és Se-; 34 %-át a Zn-, valamint 52 %-át a Ni- készletnek.
- A szennyezetlen kontrolltalajhoz viszonyítva a maximális terhelésű szennyezett talajon fejlődött növényzet elemfelvétele a többszörösére nőtt, elemenként azonban eltérő módon: 2–3-szoros volt a Ba, Cu, Sr és Zn elemek, 7-szeres a Ni, 31-szeres a Cr, 50-szeres a Se, 122-szeres a Cd és 675-szörös a Mo esetében.

120. táblázat. A kezelések hatása az őszi káposztarepce elemfelvételére 2001. június 27-én, aratáskor

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Növényi rész	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>Ba g/ha, Ba-terhelés hatására</i>						
a) Szár	36	46	71	121	12	68
b) Becő	12	13	18	37	4	20
c) Mag	1	2	2	3	1	2
d) Összesen	49	61	91	161	17	90
<i>Cd g/ha, Cd-terhelés hatására</i>						
a) Szár	1,2	34	57	143	18	59
b) Becő	0,0	2	4	14	2	5
c) Mag	0,1	1	2	2	1	1
d) Összesen	1,3	37	63	159	23	65
<i>Cr g/ha, Cr-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,6	4,2	16,2	29,4	2,6	12,6
b) Becő	0,4	1,0	4,0	7,8	1,0	3,3
c) Mag	0,2	0,3	0,4	0,5	0,2	0,4
d) Összesen	1,2	5,5	20,6	37,7	3,3	16,3
<i>Cu g/ha, Cu-terhelés hatására</i>						
a) Szár	7,8	7,2	7,8	11,4	1,6	8,6
b) Becő	3,8	3,8	5,3	8,6	1,3	5,4
c) Mag	3,0	4,0	4,3	4,6	1,0	4,0
d) Összesen	14,6	15,0	17,4	24,6	2,8	18,0
<i>Mo g/ha, Mo-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,6	438	864	822	88	531
b) Becő	1,0	148	312	505	66	242
c) Mag	0,4	5	10	23	4	10
d) Összesen	2,0	591	1186	1350	138	783
<i>Ni g/ha, Ni-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,0	0,0	2,4	2,4	1,4	1,2
b) Becő	0,2	0,0	0,4	1,1	0,2	0,4
c) Mag	0,7	1,1	2,0	3,0	0,4	1,7
d) Összesen	0,9	1,1	4,8	6,5	1,5	3,3
<i>Se g/ha, Se-terhelés hatására</i>						
a) Szár	3,6	202	171	132	77	127
b) Becő	2,4	76	146	178	23	100
c) Mag	1,4	133	54	43	41	58
d) Összesen	7,4	411	371	353	133	286
<i>Sr g/ha, Sr-terhelés hatására</i>						
a) Szár	348	336	432	564	62	420
b) Becő	167	188	236	401	23	248
c) Mag	13	18	15	26	4	18
d) Összesen	528	542	683	991	77	686
<i>Zn g/ha, Zn-terhelés hatására</i>						
a) Szár	21	48	58	78	11	51
b) Becő	10	16	14	20	4	15
c) Mag	26	33	36	39	4	34
d) Összesen	57	97	108	137	18	100

Megjegyzés: Az As, Hg és Pb elemek felvétele <1 g/ha, ill. méréshatár alatti a szennyezett talajon is

Table 120. Effect of treatments on the element uptake of winter oilseed rape at harvest on 27 June 2001. (1) Plant organ. a) stem; b) pod; c) seed; d) total. (2)–(4): see Table 117. Note: The plant uptake of As, Hg and Pb was below the 1 g/ha detection level even on contaminated soil.

- Az összes föld feletti terméssel felvett maximális Ni-, Cu-, Cr-, Zn-, Ba-, Cd-, Se-, Sr- és Mo-készlet a következőképpen adódott: 6, 25, 38, 137, 160, 160 411, 991 és 1350 g/ha. Ahhoz, hogy a 810 kg/ha szennyezés ilyen módon távozzon a talajból a nikkel esetében 135 ezer, a cink esetében kereken 6 ezer, a molibdén esetében 600 esztendőre volna szükség elméletileg, hasonló viszonyok között. A fitoremediáció csak a nagy területű és enyhe diffúz szennyezéskor jöhet szóba, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfajt találunk az adott szennyező elemekre.
- Amennyiben kombájn betakarításnál csak a magtermés távozik a tábláról, a mikroelemek zöme a leszántott mellékterméssel visszakerül a talajba. A talaj csak mérsékelten szegényedik Ni, Cu, Zn és Se elemekben (3, 4, 39 és 133 g/ha). Mindez akkor is fennállhat, amennyiben a repce magtermését kedvező évjáratban esetleg néhány-szorosára növelhetnénk.

A növényelemzések 24 elemet érintettek, magukban foglalva az esszenciálisnak tartott makro- és mikroelemeket, valamint a potenciális szennyezőket. A szennyezetlen talajon fejlődött repce szerveinek átlagos összetételéről a 121. táblázat adatai nyújtanak áttekintést. Az arzén, higany, ólom és kobalt 0,1 mg/kg sz.a. körüli vagy alatti koncentrációban fordult elő. A szárban a K, Na és Cd; a becőben a Ca, S, Sr, Al, B és Ba; a magtermésben pedig a N, P, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Se és Cr elemek értek el maximális készletet. A molibdén egyenletesen dúsult a becőben és a magban, mivel a szelénhez hasonlóan a tömegárammal könnyen mozog felfelé a növényi szövetekben.

121. táblázat. A légszáraz őszi káposztarepce elemösszetétele szennyezetlen talajon 2001. június 27-én, aratáskor

(1) Elem jele, mértékegysége	(2) Szár	(3) Becő	(4) Mag
K %	1,56	0,54	0,79
Ca %	1,32	2,44	0,45
N %	0,78	0,78	3,11
S %	0,58	0,95	0,55
Mg %	0,20	0,22	0,35
P %	0,19	0,17	0,84
Na mg/kg	625	55	16
Sr mg/kg	58	88	16
Fe mg/kg	46	78	242
Mn mg/kg	41	42	49
B mg/kg	21	46	18
Al mg/kg	19	39	30
Ba mg/kg	6,0	6,1	1,8
Zn mg/kg	3,5	5,0	32,0
Cu mg/kg	1,3	2,0	3,7
Se mg/kg	0,6	1,2	1,6
Cd mg/kg	0,2	0,0	0,1
Cr mg/kg	0,1	0,2	0,3
Mo mg/kg	0,1	0,5	0,5
Ni mg/kg	<0,2	<0,2	0,9
Co mg/kg	<0,04	0,1	0,1

Megjegyzés: Az As, Hg és Pb 0,1 mg/kg alatti koncentrációban

Table 121. Element composition of air-dry winter oilseed rape on untreated soil at harvest on 27 June 2001. (1) Element symbol, units. (2) Stem. (3) Pod. (4) Seed. Note: The As, Hg and Pb concentrations were below 0.1 mg/kg.

A repce elemfelvételéről szennyezetlen talajon a 122. táblázat tájékoztat. A 6,0 t szár + 2,0 t becő + 0,8 t mag, azaz a 8,8 t/ha légszáraz föld feletti tömeg As-, Hg- és Pb-felvétele az 1 g/ha méréshatár alatt maradt. A föld feletti biomassza tömegét meghatározó szár akkumulálta a makro- és mikroelemek nagyobb részét. Ez alól kivételt jelentett a becő Mo- és Co-, ill. a mag Zn- és Ni-tartalma. A műtrágyázási szaktanácsadásban elfogadott fajlagos elemigény (1 t mag + a hozzá tartozó melléktermés elemkészlete) a viszonylag kis magtermés, ill. tág melléktermés/főtermés arány miatt emelkedett értéket mutatott.

122. táblázat. Az őszi káposztarepce elemfelvétele szennyezetlen talajon 2001. június 27-én, aratáskor

(1) Elem jele és mértékegysége	(2) Szár	(3) Becő	(4) Mag	(5) Együtt	(6) Fajlagos elemigény*
K kg/ha	94	10	6	110	138
Ca kg/ha	79	46	4	129	161
N kg/ha	47	15	25	87	109
S kg/ha	35	18	4	57	71
Mg kg/ha	12	4	3	19	24
P kg/ha	11	3	7	21	26
Na g/ha	3750	104	13	3867	4834
Sr g/ha	348	167	13	528	660
Fe g/ha	276	148	194	618	772
Mn g/ha	246	80	39	365	456
B g/ha	126	87	14	227	284
Al g/ha	114	74	24	212	265
Ba g/ha	36	12	1	49	61
Zn g/ha	21	10	26	57	71
Cu g/ha	8	4	3	15	19
Se g/ha	3,6	2,3	1,3	7,2	9,0
Cd g/ha	1,2	0,0	0,1	1,3	1,6
Cr g/ha	0,6	0,4	0,2	1,2	1,5
Mo g/ha	0,6	1,0	0,4	2,0	2,5
Ni g/ha	0,0	0,2	0,7	0,9	1,1
Co g/ha	0,0	0,2	0,1	0,3	0,4

Megjegyzés: * 1 t mag + a hozzá tartozó melléktermés elemkészlete. Az As-, Hg- és Pb-felvétel 1 g/ha alatt maradt. A szár 6,0, a becő 2,0, a mag 0,8 t/ha légszáraz tömeget jelentett Table 122. Element uptake of winter oilseed rape on untreated soil at harvest on 27 June 2001. (1)–(4): see Table 117. (5) Total (stem + pod + seed). (6) Specific element requirements*. Note: *Element contents of 1 t seed + the relevant by-products. As, Hg and Pb uptake was less than 1 g/ha. The stem had an air-dry mass of 6.0 t/ha, the pods 2.0 t/ha and the seed 0.8 t/ha.

A fajlagos elemtartalom 109 kg N, 71 kg S, 26 kg P (60 kg P₂O₅), 138 kg K (166 kg K₂O), 161 kg Ca (225 kg CaO), 24 kg Mg (38 kg MgO) mennyiséget jelentett a fontosabb makroelemek esetében. Ezek az irányszámok jelentősen eltérnek az

ÉNy-Európában használatos fajlagos értékektől, valamint az arra épülő *MÉM NAK (1979)* ajánlásoktól (55 kg N, 35 kg P₂O₅, 43 kg K₂O, 50 kg CaO és 10 kg MgO). Hazai viszonyaink között valójában 2–4-szeres fajlagos igénnyel számolhatunk. A szaktanácsadásban átlagos mutatókkal dolgozunk. A repce trágyaigényének becslésére korábbi vizsgálataink alapján ilyen átlagos fajlagos elemtartalmakat már javasoltunk, melyeket továbbra is mérvadónak tekintünk: 100 kg N, 45 kg P₂O₅, 120 kg K₂O, 100 kg CaO, 34 kg MgO (*Kádár, 1992, Kádár et al., 2001a,b*).

Mivel a jelenkori technológiában csak a magtermés kerül el a tábláról, kombájn betakarításnál a felvett kalcium 97, kálium 95, kén 93, magnézium 84, nitrogén 71 és a foszfor 67%-a a táblán marad és leszántásra kerül. Ilyenkor gyakorlatilag elégséges a N- és P-igényről gondoskodni, hiszen trágyázási szempontból a többi elemfelvétel elhanyagolhatóvá válik. A repce nem tekinthető K-, Ca-, ill. Mg-igényes kultúrának a hagyományos értelemben, különösen a kötöttebb, nagyobb K-készlettel rendelkező meszes termőhelyeken, mert a magterméssel elvitt tápelemek mennyisége a töredékére csökken.

A repcemag olajtartalmának és az olaj zsírsavösszetételét a Ba-, Mo-, Sr- és Zn-kezelésekben vizsgáltuk. Mivel statisztikailag igazolható változásokat nem tapasztaltunk, eredményeinket a vizsgált elemek átlagában és a terhelés függvényében mutatjuk be a 123. táblázatban. A mag olajtartalma 43% körül ingadozott a kezelésekben és a 0,8–1,0 t/ha magtermésnél 350–430 kg/ha olajhozamot kaptunk. A zsírsavösszetétel a repcére jellemző képet mutatta. Meghatározó volt az egyszer telítetlen olajsav 66 %-kal, a kétszer telítetlen linolsav 17%-kal, valamint a háromszor telítetlen linolensav közel 10%-kal. A palmitinsav átlagosan 4, a sztearinsav 2%-ot képviselt. Megemlítjük még, hogy az ezermag tömege 3,0-ről 2,5-re mérséklődött a terheléssel.

123. táblázat. A repcemag olajtartalmának és zsírsavösszetételének alakulása a Ba-, Mo-, Sr- és Zn-kezelések átlagaiban, 2001. június 27.

(1) Vizsgált jellemzők	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
a) Olajtartalom, %	43,4	43,6	43,4	42,9	1,1	43,3
<i>A. Zsírsavak az olaj %-ában</i>						
b) Olajsav (18:1)	66,2	66,0	66,8	66,5	1,8	66,4
c) Linolsav (18:2)	17,0	16,8	16,6	16,6	0,5	16,8
d) Linolensav (18:3)	9,8	9,6	9,5	9,4	0,4	9,6
e) Palmitinsav (16:0)	3,9	3,9	3,9	3,9	0,2	3,9
f) Sztearinsav (18:0)	2,1	2,1	2,1	2,1	0,1	2,1
g) Ezermagtömeg, g	3,0	2,8	2,7	2,5	0,5	2,8

Megjegyzés: A 0,8–1,0 t/ha átlagos magtermés 350–430 kg/ha olajhozamot eredményezett
Table 123. Oil content and fatty acid composition of rapeseed, averaged over the elements Ba, Mo, Sr and Zn on 27 June 2001. (1) Parameters tested. a) Oil content, %. A. Fatty acids as a % of the oil. b) oleic acid, c) linoleic acid, d) linolenic acid, e) palmitic acid, f) stearic acid, g) thousand grain mass, g. (2)–(4): see Table 117. *Note:* An average seed yield of 0.8 t/ha resulted in an oil yield of 350 kg/ha.

Összefoglalás

- A 13 vizsgált mikroelemből az arzén, kadmium és szelén bizonyult toxikusnak a fiatalokú repcére. Az aszályos érési időszak következtében szennyeztelen talajon 0,8 t/ha légszáraz mag, 2,0 t/ha becő és 6,0 t/ha szár termett. A föld feletti biotassza a maximális 810 kg/ha As-terhelés esetén 38 %-kal, míg maximális Se-terhelés-nél 92 %-kal csökkent (gyakorlatilag a gyomnövényzettel együtt kipusztult). A Cd-szennyezés negatív hatása az aratás idejére megszűnt, sőt serkentő hatásúvá vált a repcére.
- Az As-, Hg- és Pb-koncentráció 0,1 mg/kg érték alatt maradt a növényi szövetekben erősen szennyezett talajon is. A Cr, Cu és Ni elemek enyhén, a Sr és Zn mérsékelten dúsultak a repcében, de annak minőségét (olajnyerés, takarmány) nem veszélyeztették. A Cd-felhalmozás nagyságrendi volt, és emberi, ill. állati fogyasztásra alkalmatlan terméket eredményezett. Két nagyságrendi extrém dúsulással kitűnt a molibdén és a szelén, amelyek mobilisak maradtak a talaj-növény rendszerben és az élő szövetek számára mérgező növényi anyagot produkáltak.
- A föld feletti biotasszába épült maximális mikroelemkészlet az alábbi volt: Ni 6, Cu 25, Cr 38, Zn 137, Ba és Cd 160, Se 411, Sr 991, Mo 1350 g/ha. A fitoremediáció enyhe diffúz szennyezésnél lehet perspektíva, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfajt találunk a szennyező elemekre. Kísérleti körülményeink között a repce elméletileg pl. a Mo-szennyezést 600, Zn-szennyezést 6 ezer, a maximális 810 kg/ha Ni-szennyezést 135 ezer év alatt szüntethetné meg.
- Az 1 t mag + a hozzá tartozó melléktermés fajlagos elemkészlete: 109 kg N, 71 kg S, 26 kg P (60 kg P₂O₅), 138 kg K (166 kg K₂O), 161 kg Ca (225 kg CaO), 24 kg Mg (38 kg MgO). Az emelkedett fajlagos mutatók az extrém tág melléktermés/főtermés arányból következnek és 2–4-szeresen haladják meg a hazai szaktanácsadásban javasolt irányszámokat.
- Kombájn betakarításnál a felvett Ca 97, K 95, S 93, Mg 84, N 71 és a P 67%-át a táblán maradó mellékterméssel visszazántjuk a talajba. Ilyenkor elégséges csupán a N- és P-igényről gondoskodni trágyázással, különösen a kötöttebb, meszes termőhelyeken.
- A mag olajtartalmát és az olaj zsírsavösszetételét a Bo-, Mo-, Sr- és Zn-kezelésekben vizsgáltuk. Igazolható változásokat e kezelések nem okoztak. A 43 % körüli átlagos olajtartalommal és a 0,8–1,0 t/ha magterméssel 350–430 kg/ha olajhozam járt együtt. A zsírsavösszetétel a repcére jellemző képet mutatta: az olajsav 66, linolsav 17, linolensav 10, palmitinsav 4, sztearinsav 2 %-ot tett ki átlagosan.

Effect of Microelement Loads on Rape in 2001 (Summary)

- Of the 13 microelements examined, arsenic, cadmium and selenium proved to be toxic to young rape plants. As the result of drought during the ripening period, the yield amounted to 0.8 t/ha air-dry seed, 2.0 t/ha pods and 6.0 t/ha. The aboveground biomass was reduced by 38% at the highest (810 kg/ha) rate of As pollution, while this rate of Se pollution caused a 92% reduction (in practice the

whole crop was destroyed, together with the weeds). The negative effect of Cd pollution was no longer perceptible at harvest; in fact it had a stimulating effect on the rape.

– The As, Hg and Pb concentrations in the plant organs remained below 0.1 mg/kg even on heavily loaded soil. There was a slight accumulation of Cr, Cu and Ni in the plants, and a moderate accumulation of Sr and Zn, but this was not sufficient to endanger crop quality (oil extraction, fodder). The Cd concentration was an order of magnitude greater and made the crop unfit for human or animal consumption. Molybdenum and selenium had extremely high concentrations, two orders of magnitude greater than normal, because they remained mobile in the soil–plant system, producing plant material that was toxic to living organisms.

– The maximum quantities of microelements incorporated in the aboveground biomass were as follows: Ni 6, Cu 25, Cr 38, Zn 137, Ba and Cd 160, Se 411, Sr 991, Mo 1350 g/ha. Phytoremediation may be possible in the case of mild diffuse pollution if a satisfactory hyperaccumulator plant species can be found for the pollutant in question. Under the present experimental conditions, rape would theoretically eliminate the maximum 810 kg/ha Mo load in 600 years, the Zn load in 6000 years and the Ni load in 135,000 years.

– The specific element content of 1 t seed + the relevant by-products was: 109 kg N, 71 kg S, 26 kg P (60 kg P_2O_5), 138 kg K (166 kg K_2O), 161 kg Ca (225 kg CaO), 24 kg Mg (38 kg MgO). The increase in the specific parameters was due to the extremely wide by-product/main product ratio and was 2–4 times as high as the values recommended by the Hungarian extension service.

– In the case of combine harvesting, 97% of the Ca, 95% of the K, 93% of the S, 84% of the Mg, 71% of the N and 67% of the P absorbed by the plants is ploughed back into the soil with the by-products. In this case it is sufficient to supply the crops with N and P fertilizer, especially on relatively heavy, calcareous soils.

– Oil content and fatty acid composition of rapeseed were studied in the Ba, Mo, Sr and Zn treatments. The average seed yield of 0.8–1.0 t/ha, having an average oil content of 43%, resulted in an oil yield of 350–430 kg/ha. The average fatty acid composition was typical for rape: 66% oleic acid, 17% linoleic acid, 10% linolenic acid, 4% palmitic acid and 2% stearic acid.

Mikroelem-terhelés hatása a mákra 2002-ben

A vetés 2002. március 6-án történt Kék Duna fajtaival kb. 1 cm mélyen, majd törőzsás korban az állományt 45×5 cm tőállásra egyeltük. Aratáskor, július 16-án, analízis céljára parcellánként 20–20 növényből álló átlagmintát vettünk oly módon, hogy a parcellák belső 4–4 sorából 5–5 db átlagos föld feletti egyedet vágunk le a föld felett 5 cm-re. Megmértük a légszáraz szár, tok és mag termését, majd a 104 db átlagmintát finomra daráltuk és a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 roncsolást követően, ICP-technikát alkalmazva 20–24 elemre analizáltuk.

Megemlítjük, hogy parcellánként állománybonítást is végeztünk törőzsás korban, virágzáskor és betakarítás előtt. Aratáskor megállapítottuk a tőszámot, valamint mértük az állomány átlagos magasságát parcellánként, a tokok számát és tokonként a mag átlagos tömegét. A tok morfintartalmát a SzIE Kertészettudományi Kar Gyógynövény Tanszékén vizsgálták meg. A mag olajtartalmát és zsírsavösszetételét az újvidéki Szántóföldi és Zöldségnövények Kutatóintézetében határozták meg.

Ami a csapadék-ellátottságot illeti, a következőkre utalunk: az elővetemény repce betakarítását követően 2001. év végéig, tehát az augusztus és december közötti 5 hónap alatt összesen 324 cm eső hullott. 2002. januárban 11, februárban 18, márciusban 14, áprilisban 41, májusban 55, júniusban 32 mm csapadékösszegeket mértünk, tehát a szokásosnál is szárazabb volt a tavasz és a nyár. A 2002-ben kapott 171 mm csapadékon túl a szerkezetes csernozjom az előző évi 324 mm-t is tárolhatta, így elméletileg 495 mm vízkészlet állhatott a mák rendelkezésére.

Eredmények

A 124. táblázatban közölt adatok szerint a mák fejlődését három mikroelem-szennyező (As, Cd, Se) gátolta. Törőzsás korban szignifikáns depressziót – bonításiaink szerint – csak a maximális As- és Cd-terhelés okozott. Virágzás idején és aratáskor az erősen szennyezett As-kezelésben az állomány nagyrészt már kipusztult, míg a Cd-kezelésben, ill. aratás idején a szelénnel szennyezett talajon is ritkulás jelentkezett. Ugyanitt az As- és Cd-kezelésekben mintegy átlagosan 10 %-kal mérséklődött az állomány átlagos magassága is.

Amint a 125. táblázatban látható, nemcsak az állomány ritkult, hanem csökkent a megmaradt növényegyedek szár-, tok- és magtermés tömege, valamint a hektáronkénti tokok száma a növekvő As- és Cd-terhelések nyomán. Mivel a Se-depresszió csak az érés idején jelentkezett, a maximális Se-terhelés a szár hozamát nem mérsékelte. A növényenkénti tok- és maghozamot azonban már igazolhatóan csökkentette. A növényenkénti tokok száma 2–3 db között ingadozott és a nagyobb As-terhelések esetében bizonyíthatóan mérséklődött (125. táblázat).

124. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a mák fejlődésére és termésére 2002-ben

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Bonitálás május 8-án, törzssás korban</i>						
As	4,0	4,5	5,0	2,5	1,0	4,0
Cd	4,0	4,5	4,0	2,0		3,6
Se	5,0	4,0	5,0	5,0		4,8
<i>B. Bonitálás június 6-án, virágzáskor</i>						
As	4,5	4,5	4,0	1,0	0,9	3,5
Cd	3,5	4,0	4,0	2,0		3,4
Se	5,0	4,5	5,0	5,0		4,9
<i>C. Bonitálás július 16-án, aratáskor</i>						
As	5,0	5,0	4,5	1,0	1,2	3,9
Cd	5,0	5,0	3,5	3,0		4,1
Se	5,0	4,5	3,5	2,5		3,9
<i>D. Állománymagasság (cm) július 16-án, aratáskor</i>						
As	103	106	101	88	10	99
Cd	97	106	103	89		98
Se	103	101	101	97		100

Megjegyzés: Bonitálás: 1 = kipusztult állomány; 5 = fejlett egészséges állomány

Table 124. Effect of phytotoxic treatments on the development and yield of poppy in 2002 (1) Element. (2) Pollution in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%} (4) Mean. A. Scoring on 8 May in the rosette stage. B. Scoring on 6 June at flowering. C. Scoring on 16 July at harvest. D. Plant height (cm) on 16 July at harvest. Note: Scoring: 1 = destroyed stand; 5 = well-developed, healthy stand.

125. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a mák termésére 2002. július 16-án, aratáskor

(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
A. Szár, g/növény						
As	15,3	12,5	10,8	7,0	4,4	11,4
Cd	14,0	15,0	12,0	8,3		12,3
Se	13,5	15,5	16,3	16,8		15,5
B. Tok, g/növény						
As	3,5	3,1	2,5	2,1	1,2	2,8
Cd	3,5	2,8	2,6	1,1		2,5
Se	3,2	3,8	3,9	2,7		3,4
C. Mag, g/növény						
As	4,7	4,2	3,4	1,6	1,7	3,5
Cd	4,6	3,7	3,2	1,4		3,2
Se	4,6	5,3	4,8	2,8		4,4
D. Tokszám, 1000 db/ha						
As	489	512	536	35	122	393
Cd	432	475	431	246		386
Se	500	395	460	403		439
E. Tok, db/növény						
As	3,15	2,59	2,30	1,84	0,74	2,47
Cd	2,57	2,68	2,66	2,00		2,48
Se	2,51	2,67	2,40	3,10		2,67

Table 125. Effect of phytotoxic treatments on the yield components of poppy at harvest on 16 July 2002. (1)–(4): see Table 124. A. Stem, g/plant. B. Capsule, g/plant. C. Seed, g/plant. D. Capsule No., 1000/ha. E. Capsule, No./plant.

A 126. táblázat eredményei arra utalnak, hogy magtermés gyakorlatilag nem képződött az arzénnel erősen szennyezett talajon, 1/4-ére csökkent a kadmiummal, kevesebb, mint a felére a szelénnel maximálisan terhelt kezelésekben. Hasonló képet mutat a toktermés is. A kontrollhoz viszonyítva a szár tömege a maximális terhelés nyomán az arzén esetében 5, a kadmium esetében 43, a szelén esetében 81 %-ra zuhant. Többé-kevésbé ezek az arányok állnak fenn akkor is, ha a föld feletti légszáraz anyag hozamának összegét vizsgáljuk. A mellék-termés/főtermés arány tágulása rávilágít, hogy a toxicitás főként a generatív fázisban, az érés idején vált teljessé és kifejezettebben a mag- és toktermés csökkenésében tükröződött.

126. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a mák légszáraz termésére 2002. július 26-án, aratáskor

20-án, aratáskor						
(1)	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	90	270	810	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Mag, t/ha</i>						
As	0,73	0,83	0,80	0,03	0,22	0,60
Cd	0,78	0,66	0,52	0,17		0,53
Se	0,91	0,79	0,92	0,37		0,75
<i>B. Tok, t/ha</i>						
As	0,54	0,61	0,58	0,04	0,16	0,44
Cd	0,59	0,50	0,43	0,13		0,41
Se	0,63	0,56	0,75	0,35		0,57
<i>C. Szár, t/ha</i>						
As	2,37	2,48	2,52	0,13	0,62	1,87
Cd	2,36	2,66	1,95	1,02		2,00
Se	2,69	2,30	3,13	2,18		2,57
<i>D. Összes föld feletti hozam, t/ha</i>						
As	3,63	3,91	3,90	0,20	0,87	2,91
Cd	3,73	3,81	2,90	1,33		2,94
Se	4,23	3,65	4,80	2,90		3,89
<i>E. Tok/mag aránya</i>						
As	0,74	0,73	0,72	1,33	0,16	0,88
Cd	0,76	0,76	0,83	0,76		0,78
Se	0,69	0,71	0,82	0,95		0,79
<i>F. Szár/mag aránya</i>						
As	3,25	2,99	3,15	4,33	1,45	3,43
Cd	3,03	4,03	3,75	6,00		4,20
Se	2,96	2,91	3,40	5,89		3,79

Table 126. Effect of phytotoxic treatments on the air-dry yield of poppy at harvest on 16 July 2002. (1)–(4): see Table 124. A. Seed, t/ha. B. Capsule, t/ha. C. Stem, t/ha. D. Total aboveground yield, t/ha. E. Capsule/seed ratio. F. Stem/seed ratio.

Az olajtartalom és zsírsavösszetétel vizsgálatokat az As-, Cd-, Mo- és Se-kezelések magmintáin végeztük el. Az olajtartalom 40 % körül ingadozott szennyezetlen

talajon és nem változott bizonyíthatóan az As-, Cd- és Mo-kezelésekben. A növekvő Se-terheléssel viszont 5–10%-os növekedés volt kimutatható a mag olajkészletében. A napraforgónál 1998-ban ugyanitt a Se-terhelés 5 % olajkészlet-csökkenést okozott. Ami az olajhozamot illeti megállapítható, hogy a kontrolltalajon kapott 300–370 kg/ha körüli olajtermés a maximális Se-terhelés nyomán kevesebb, mint a felére, a maximális Cd-terheléssel csaknem az 1/5-ére, míg a maximális As-terheléssel 12 kg/ha mennyiségre, 1/25-ére zuhant (127. táblázat).

127. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a mákmag olajtartalmára és -hozamára, valamint a tok morfintartalmára és -hozamára 2002-ben

Választott a tok morfin tartalmát a cs-hozamát a 2002-ben						
(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Olaj %-a a légszáraz magban</i>						
As	40,6	41,4	41,4	41,6	1,4	41,2
Cd	40,5	40,7	40,9	39,4		40,4
Se	40,5	41,7	44,1	42,6		42,2
<i>B. Olajhozam, kg/ha</i>						
As	296	344	330	12	99	246
Cd	320	269	213	67		217
Se	369	329	406	158		316
<i>C. Morfin, mg/kg a légszáraz tokban</i>						
As	3,5	3,8	3,8	3,7	1,5	3,7
Cd	3,8	4,0	3,8	4,1		3,9
Se	3,8	8,5	8,3	8,0		7,2
<i>D. Morfinhozam, kg/ha</i>						
As	1,9	2,3	2,2	0,1	0,6	1,6
Cd	2,2	2,0	1,6	0,5		1,6
Se	2,4	4,8	6,2	2,8		4,0

Megjegyzés: A mag olajának átlagos zsírsavösszetétele: linolsav 63, olajsav 22, palmitinsav 10, sztearinsav 2, linolensav 0,5, eikozánsav 0,2, arachinsav 0,2, merisztinsav 0,1 %

Table 127. Effect of phytotoxic treatments on the oil content and yield of poppy seeds and on the morphine content of the capsule in 2002. (1)–(4): see Table 124. A. Oil % in the air-dry seed. B. Oil yield, kg/ha. C. Morphine, mg/kg in the air-dry capsule. D. Morphine yield, kg/ha.

A mákmag olajának zsírsavösszetétele statisztikailag igazolhatóan nem módosult a kezelések hatására. A zsírsavak közül meghatározó volt a 18 szénatommal rendelkező kétszer telítetlen linolsav (C18:2) 62,6%-kal, ezt követte az egyszer telítetlen olajsav (C18:1) 22,3%-kal, a palmitinsav (C16:0) 10,4%-kal, a sztearinsav (C18:0) 2,3%-kal, a linolensav (C18:3) 0,5%-kal, az eikozánsav (C20:1) és az arachinsav (C20:0) 0,2%-kal, valamint a merisztinsav (C14:0) 0,1%-kal. A tok morfintartalma az As- és Cd-kezelések nyomán igazolhatóan nem módosult, míg a Se-szennyezés a morfinkészletet megkétszerezte. Tekintettel e je-lenség gazdasági következményeire, további vizsgálatokat igényelhet a hatásmechanizmus feltárása. A szennyezetlen kontrolltalajon mért 2 kg/ha körüli morfinhozam az As-túlsúly eredményeképpen nagyságrenddel, a Cd-túlsúly hatására kevesebb, mint

1/4-ére csökkent. Ezzel szemben a szelénnel közepesen szennyezett talajon a morfinhozam 2–2,5-szeresére nőtt (127. táblázat).

Ami az aratáskori légszáraz mák elemösszetételét illeti megállapítható (128. táblázat), hogy az arzén kevésbé épül be a növény föld feletti szerveibe. A szárban maximálisan 2,5, a tokban 0,3 mg/kg As mutatható ki, míg a magban a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt, tehát fogyasztásra alkalmas magot kaptunk. A bárium mérsékelten, 3–6-szorosára emelkedett a Ba-terheléssel. Báriumra külön szennyezettségi határkoncentrációkat a vonatkozó szabványok, rendeletek nem adnak meg, nem minősül veszélyes szennyezőnek. A 17/1999. (VI. 16) sz. EüM rendelet hántolt napraforgómagra ad meg szennyezettségi határértékeket, melyek a mákmagra is iránymutatóul szolgálhatnak: As 0,2, Hg 0,02, Pb 0,5, Cd 0,6 mg/kg szárazanyagban.

A kadmium két nagyságrenddel dúsult a mák szerveiben és humán fogyasztásra alkalmatlan magtermést eredményezett minden terhelési szinten. A generatív mag sem védett tehát a káros akkumuláció ellen. A króm ezzel szemben a vegetatív részekben dúsult, a mag érdemben nem szennyeződött, emberi fogyasztásra alkalmas maradt. A réz sem mutatott érdemi dúsulást, szennyezést a Cu-terhelés nyomán. A Hg-mozgás – az arzénhez hasonlóan – gátolt a talaj–növény rendszerben, a tok és a mag feltehetően és kimutathatóan nem szennyeződött, bár a kimutathatósági határ nagyságrenddel meghaladta a rendeleti határértéket (128. táblázat).

Extrém (három nagyságrendet is elérő) Mo-akkumuláció figyelhető meg a szárban és a tokban, míg a magban a dúsulás mérsékelt, egy nagyságrendű volt. A Ni-koncentráció általában mérsékelten, minden növényi részben egy nagyságrenddel emelkedett. Az ólom mozgása, amely az As és Hg elemekéhez állhat közel, gátolt a föld feletti növényi részekben. A mag még az ólommal erősen szennyezett talajon sem mutatja az ólom beépülését. Az Pb-szennyezés veszélye hasonló talajon inkább a ráakódó porral állhat fenn, tehát légköri eredetű lehet.

Hiperakkumulációt jelzett a szelén: a magban 431-, a szárban 1180-, a tokban 7550-szeres dúsulással a kontrollhoz viszonyítva. Mivel a szelén a molib-dénhoz hasonlóan 5–10 mg/kg koncentráció felett élettani zavarokat vagy toxikózist okozhat az állati, ill. emberi szervezetben, a mag minden kezelésben erősen szennyezettnek minősíthető. A Sr-koncentráció minden növényi szervben egyenletesen 3–4-szeresére emelkedett, mely azonban a fogyaszthatóságot nem befolyásolhatja, nem okozott érdemi szennyezést. A szár és a tok Zn-készlete 17–20-szorosára emelkedett szennyezett talajon, míg a magban közel megháromszorozódott. Kétségtelen, hogy a talajszennyezést főként a vegetatív szervek összetétele jelezheti (128. táblázat).

128. táblázat. Mikroelem-terhelés hatása a mák elemösszetételére 2002.06.16-án, aratáskor

(1) Növényi rész	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>As mg/kg, As-terhelés hatására</i>						
a) Szár	<0,4	<0,4	1,3	2,5	0,2	1,0
b) Tok	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
c) Mag	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	–	–
<i>Ba mg/kg, Ba-terhelés hatására</i>						
a) Szár	13,0	18,0	24,1	47,2	6,4	25,6
b) Tok	4,7	6,2	9,5	24,2	3,2	11,2
c) Mag	1,4	2,0	3,3	6,4	0,6	3,3
<i>Cd mg/kg, Cd-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,1	1,7	5,0	12,0	1,4	4,7
b) Tok	0,1	3,3	5,6	8,0	0,6	4,2
c) Mag	0,1	5,9	10,6	16,6	2,4	8,3
<i>Cr mg/kg, Cr-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,2	1,0	2,8	6,6	0,6	2,6
b) Tok	0,1	0,6	3,7	11,5	0,7	4,0
c) Mag	0,2	0,3	0,5	1,2	0,2	6,6
<i>Cu mg/kg, Cu-terhelés hatására</i>						
a) Szár	4,8	5,3	8,0	7,0	1,1	6,3
b) Tok	12,6	16,0	17,6	18,5	2,9	16,2
c) Mag	19,0	20,5	20,5	23,4	1,0	20,8
<i>Hg mg/kg, Hg-terhelés hatására</i>						
a) Szár	<0,1	0,3	0,6	1,2	0,3	0,5
b) Tok	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
c) Mag	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	–
<i>Mo mg/kg, Mo-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,3	46	78	113	17	59
b) Tok	0,5	59	117	182	19	90
c) Mag	0,5	4	6	7	1	4
<i>Ni mg/kg, Ni-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,5	1,3	2,6	5,3	0,4	2,4
b) Tok	1,7	7,1	16,7	26,2	1,9	12,9
c) Mag	1,2	4,1	8,5	12,8	1,2	6,6
<i>Pb mg/kg, Pb-terhelés hatására</i>						
a) Szár	<0,3	0,9	1,3	1,2	0,3	0,8
b) Tok	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	0,1	0,1
c) Mag	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,0	0,0
<i>Se mg/kg, Se-terhelés hatására</i>						
a) Szár	0,5	148	304	590	42	260
b) Tok	0,2	467	922	1510	120	725
c) Mag	1,4	274	389	561	38	306
<i>Sr mg/kg, Sr-terhelés hatására</i>						
a) Szár	90	132	174	289	23	171
b) Tok	72	114	138	244	22	142
c) Mag	25	45	54	98	8	55
<i>Zn mg/kg, Zn-terhelés hatására</i>						
a) Szár	4	32	85	105	24	56
b) Tok	4	18	24	35	8	20
c) Mag	40	70	109	118	17	84

Megjegyzés: Az As, Hg és Pb a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt volt szennyezetlen talajon

Table 128. Effect of microelement loads on the element composition of air-dry poppy at harvest on 16 July 2002. (1) Plant organ. a) stem, b) capsule, c) seed. (2)–(4): see Table 124. Note: As, Hg and Pb concentrations were below 0.1 mg/kg detection limit on unpolluted soil.

Kérdés, vajon a mák mennyire lehet alkalmas a szennyezett talaj tisztítására, fitoremediációra? A maximális mikroelem-felvétel a Se esetében 2,2 kg, Sr-nál 1,0 kg, a Mo és Zn elemeknél 0,4–0,5 kg/ha körül alakult. A fontosabb szennyezőknél (Cu, Ni, Cr és Cd) mindössze 25–50 g/ha, míg az Pb, Hg és As elemeknél 1–3 g/ha, tehát elhanyagolható. A 810 kg/ha terhelés ilyen módon való eliminálása Se-szennyezésnél 368, Mo-szennyezésnél 800, Cd-szennyezésnél 31 ezer, As-szennyezésnél pedig már közel 740 ezer esztendő igényelne hasonló körülmények között. A mák tehát nem lehet alkalmas az erősen szennyezett talajok tisztítására. A 129. táblázat adataiból látható, hogy az arzén kivételével a mikroelemek döntő tömege a melléktermésben található.

129. táblázat. A mák maximális mikroelem-felvétele (g/ha) szennyezett talajon 2002. július 16-án, aratáskor

(1) Elem jele	(2) Szárban	(3) Tokban	(4) Magban	(5) Összesen
Se	1268	692	280	2240
Sr	778	146	88	1012
Mo	348	109	6	463
Zn	284	21	106	411
Ba	127	15	6	148
Cu	18,9	11,1	21,1	51,1
Ni	14,3	15,7	11,5	41,5
Cr	17,8	6,9	1,1	25,8
Cd	20,7	2,4	2,6	25,7
Pb	3,2	0,2	0,0	3,4
Hg	3,2	0,0	0,0	3,2
As	0,0	0,1	1,0	1,1

Table 129. Maximum microelement uptake of poppy (g/ha) on polluted soil at harvest on 16 July 2002 (Calcareous chernozem soil, Nagyhorcsók). (1) Element symbol. (2) In the stem. (3) In the capsule. (4) In the seed. (5) Total.

A 130. táblázatban áttekintést adunk a légszáraz mák átlagos elemösszetételéről szennyezetlen talajon. A 22 vizsgált elemre kiterjedően megállapítható, hogy a magtermés gazdag N, P, Mg, Mn, Cu, Zn, Se és Mo elemekben, melyek a magképződésben kiemelkedő szerephez jutnak. A tokban találtuk a K, Ca, S, Na, B és Ni elemek maximális koncentrációit, míg az előregedő szár főként Ca, Fe, Mn, Sr, B, Ba és Cr elemekben dúsult. Az As-, Hg- és Pb-koncentráció minden növényi részben a 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt.

130. táblázat. A légszáraz mák átlagos elemösszetétele szennyezetlen talajon aratáskor, 2002. júl. 16-án

(1) Elem jele és mértékegysége		(2) Szár 2,7 t/ha	(3) Becő 0,6 t/ha	(4) Mag 0,9 t/ha
K	%	2,24	3,62	0,92
Ca	%	2,13	2,33	1,50
N	%	2,10	2,75	4,94
S	%	0,24	0,74	0,35
Mg	%	0,20	0,37	0,39
P	%	0,17	0,57	1,07
Fe	mg/kg	386	382	90
Na	mg/kg	120	206	12
Mn	mg/kg	102	46	106
Sr	mg/kg	90	72	25
B	mg/kg	37	39	23
Ba	mg/kg	13	5	2
Cu	mg/kg	5	13	19
Zn	mg/kg	4	4	40
Ni	mg/kg	0,5	1,7	1,2
Se	mg/kg	0,5	0,2	1,4
Mo	mg/kg	0,3	0,5	0,5
Cr	mg/kg	0,2	0,1	0,2
Cd	mg/kg	0,1	0,1	0,1

Megjegyzés: Az As, Hg és Pb a 0,1 mg/kg méréshatár alatt

Table 130. Mean element composition of air-dry poppy on unpolluted soil at harvest on 16 July 2002 (Calcareous chernozem soil, Nagyhörcsök). (1) Element symbol and units. (2) Stem, 2.7 t/ha. (3) Capsule, 0.6 t/ha. (4) Seed, 0.9 t/ha. *Note:* The As, Hg and Pb concentrations were below the 0.1 mg/kg detection limit.

Szennyezetlen talajon a 2,7 t/ha szár, 0,6 t/ha tok és 0,9 t/ha mag, azaz a 4,2 t/ha légszáraz föld feletti hozam átlagos elemfelvételét a 131. táblázatban tanulmányozhatjuk. Még ilyen mérsékelt termésnél is jelentős a N, K, Ca és P elemek terméssel eltávozó mennyisége. A növények elemigényét a fajlagos, azaz 1 t mag és a hozzá tartozó melléktermés elemtartalma alapján becsüljük a szaktanácsadásban. Kísérleti eredményeink szerint a tervezett termés fajlagos elemtartalma ezen a termőhelyen 131 kg N, 101 kg K (121 kg K₂O), 94 kg Ca (132 kg CaO), 20 kg P (46 kg P₂O₅), 16 kg S, 12 kg Mg (20 kg MgO), 1,5 kg Fe, 0,5 kg Na és Mn, 340 g Sr, 160 g B, 40–60 g Zn, Ba és Cu, 3–4 g Ni és Se, valamint 1–2 g Mo és Cr.

131. táblázat. A mák elemfelvétele szennyezetlen talajon 2002. július 16-án, aratáskor

(1) Elem jele és mértékegysége		(2) Szár 2,7 t/ha	(3) Becő 0,6 t/ha	(4) Mag 0,9 t/ha	(5) Összesen 4,2 t/ha
K	kg/ha	60,5	21,7	8,3	90,5
Ca	kg/ha	57,5	14,0	13,5	85,0
N	kg/ha	56,7	16,5	44,5	117,7
S	kg/ha	6,5	4,4	3,2	14,1
Mg	kg/ha	5,4	2,2	3,5	11,1
P	kg/ha	4,6	3,4	9,6	17,6
Fe	g/ha	1042	229	81	1352
Na	g/ha	324	124	11	459
Mn	g/ha	275	28	95	398
Sr	g/ha	243	43	22	308
B	g/ha	100	23	21	144
Ba	g/ha	35	3	2	40
Cu	g/ha	14	8	17	39
Zn	g/ha	11	3	36	50
Ni	g/ha	1,4	1,0	1,1	3,5
Se	g/ha	1,4	0,2	1,3	2,9
Mo	g/ha	0,8	0,3	0,4	1,5
Cr	g/ha	0,5	0,1	0,2	0,8
Cd	g/ha	0,3	0,1	0,1	0,5

Megjegyzés: Az As, Hg és Pb a 0,1 mg/kg méréshatár alatt

Table 131. Element uptake of poppy on unpolluted soil at harvest on 16 July 2002. (1)–(4) and Note: see Table 8. (5) Total, 4.2 t/ha.

Megemlítjük, hogy ugyanezen a talajon 1983-ban NPK-műtrágyázási kísérletet végeztünk Kék Duna fajtájú mákkal, amikor is 1,5 t szár, 0,4 t tok és 0,6 t mag átlagtermést kaptunk. A fajlagos N 83 kg, K 93 kg, Ca 65 kg, P 16 kg, Mg 11 kg értékeket adott (Kádár *et al.*, 2001c). Ezek a fajlagos mutatók jelentősen alacsonyabbak, mint a most kapottak. 1983-ban aszályos nyár uralkodott, júniusban mindössze 14, júliusban 19 mm volt a csapadékösszeg, mely az elemek felvételét gátolta. A hazai szaktanácsadásban a fajlagos tartalmak még nem szerepelnek e növényre, nem kidolgozottak. Eddigi (korábbi és újabb) eredményeinket figyelembe véve az alábbi átlagos fajlagos tartalmakat javasoljuk a szaktanácsadás számára a tervezett termés elemigényének számításakor: 100 kg N, 120 kg K₂O, 100 kg Ca, 40 kg P₂O₅, 20 kg MgO. Hasonló meszes talajokon a Ca- és Mg-trágyázás természetesen feleslegessé válik.

Összefoglalás

- Fitotoxikusnak a maximális adagú As-, Cd- és Se-kezelés bizonyult. Gyakorlatilag kipusztult az állomány az arzénal erősen szennyezett parcellákon, a mag és tok hozama 1/4-ére zuhant a kadmiummal, illetve felére a szelénal szennyezett kezelésben. A melléktermés/főtermés arány tágulása jelezte, hogy a toxicitás főként a generatív fázisban, az érés idején vált teljessé.
- A mag olajtartalma 40 % körül ingadozott és 5–10 %-os növekedést mutatott a Se-terhelés nyomán. A zsírsavösszetétel igazolhatóan nem változott és az alábbi átlagos összetételt mutatta: linolsav 62,6, olajsav 22,3, palmitinsav 10,4, sztearinsav 2,3, linolensav 0,5, eikozánsav és arachinsav 0,2–0,2 % körül. A szennyezetlen kontrolltalajon kapott 300–370 kg/ha olajhozam a maximális Se-terhelés esetén közelítően a felére, Cd-terheléssel 1/4-ére, As-terhelés esetében 1/25-ére zuhant, követve lényegében a magtermés alakulását.
- A tok morfintartalma átlagosan megkétszereződött a Se-kezelésekben, a kontrolltalajon mért 2 kg/ha morfinhozam a szelénal közepesen szennyezett talajon 5–6 kg/ha mennyiségre emelkedett. További vizsgálatokat igényel a jelenség magyarázata és a hatásmechanizmus feltárása. Az egyéb elemek hatására igazolható változás nem történt.
- Kevéssé dúsult a föld feletti növényi szervekben az arzén, higany és ólom, mely elemek koncentrációja még a szennyezett talajon is a 0,1 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt a magban. Mérsékelt akkumulációt jeleztek a Cr, Cu és Ni elemek, melyek mozgása szintén korlátozott a talaj–növény rendszerben. A Cd főként a magtermésben emelkedett, a kontrolltalajon 0,1 mg/kg, míg az erősen szennyezett 11–17 mg/kg koncentrációt mutatott, tehát két nagyságrenddel dúsult.
- A stroncium átlagosan megháromszorozódott a fő- és melléktermésben szennyezett talajon, a bárium 4–5-szörösére nőtt a Ba-terheléssel minden növényi részben. A Zn-koncentráció a magban mintegy a 3-, a tokban 9-, a szárban 26-szorosára ugrott. A molibdén a magtermésben 14-szeres, a melléktermésben kereken 3000-szeres emelkedést jelzett a kontrollhoz képest. A hiperakkumulátor szelén a magban 430-szoros, a szárban 1200-szoros, a tokban 7550-szeres dúsulást mutatott a kontrollhoz viszonyítva. A molibdenát és szelenát anionformák felvehetők maradnak ezen a jól szellőzőtt meszes termőhelyen.
- A mák magtermése humán fogyasztásra egyértelműen alkalmatlanná vált a Cd-, Mo- és Se-kezelésekben. Nagyobb terhelésnél emelkedett még a Ba-, Ni-, Sr- és Zn-koncentráció is.
- A ha-onkénti maximális mikroelem-felvétel szennyezett talajon 2,2 kg Se-, 1 kg Sr-, 400–500 g Mo- és Zn-, 25–50 g Cu-, Ni-, Cd- és Cr-, illetve 1–3 g Pb-, Hg- és As-mennyiségeket tett ki. A 810 kg/ha talajterhelés felszámolása fito-remediációval a szelén esetében elméletileg 368, a molibdénnél 800, a kadmiumnál 31 ezer, az As-szennyezésnél közel 740 ezer esztendő igényelne hasonló körülmények között. A mák nem alkalmas az erősen szennyezett talajok tisztítására.
- A mák fajlagos, azaz 1 t mag és a hozzá tartozó melléktermés elemtartalma 131 kg N-, 121 kg K₂O-, 132 kg CaO-, 46 kg P₂O₅-, 20 kg MgO-, 16 kg S-, 1,5 kg Fe-, 0,5 kg Na- és Mn-, 340 g Sr-, 160 g B-, 40–60 g Zn-, Ba- és Cu-, 3–4 g Ni- és Se-, valamint 1–2 g Mo- és Cr-mennyiségnek adódott. Adataink iránymutatóul szolgálhatnak a szaktanácsadás számára a tervezett termés elemigényének kiszámításához.

Effect of Microelement Loads on Poppy in 2002

- The maximum rates of As, Cd and Se proved to be phytotoxic. Practically the whole stand was destroyed on plots heavily loaded with As, while the seed and capsule yield was reduced to ¼ by Cd and to half by Se. The increase in the by-product/main product ratio indicated that toxicity was greatest in the generative phase, at ripening.
- The seed oil content was around 40% and increased by 5–10% as the result of Se loads. The fatty acid composition did not change significantly and had the following mean composition: linoleic acid 62.6%, oleic acid 22.3%, palmitic acid 10.4%, stearic acid 2.3%, linolenic acid 0.5%, eicosanic acid 0.2% and arachic acid 0.2%. The 300–370 kg/ha oil yield recorded on the unpolluted control soil dropped to approximately half as the result of maximum Se loads, to ¼ due to Cd- and to 1/25 after As pollution, roughly parallel to the changes in the seed yield.
- The morphine content of the capsule doubled on average in the Se treatments, with an increase in morphine yield from 2 kg/ha on the control soil to 5–6 kg/ha on soil moderately loaded with Se. Further investigations will be required to explain this phenomenon and reveal the action mechanism. No significant change was observed as the result of the other elements.
- The As, Hg and Pb contents in the aboveground plant organs showed only a slight increase, and the concentration of these elements in the seed remained below the 0.1 mg/kg detection limit even on polluted soil. Moderate accumulation was recorded for Cr, Cu and Ni, the mobility of which is also restricted in the soil–plant system. The Cd content increased chiefly in the seed yield, with concentrations of 0.1 mg/kg on the control soil and 11–17 mg/kg on the heavily loaded soil. The increase was thus two orders of magnitude.
- The Sr content tripled on average in the main and by-products on polluted soil, while the Ba content rose 4–5-times in all the plant organs as the result of Ba pollution. The Zn concentration increased 3-times in the seed, 9-times in the capsule and 26-times in the stem. Mo exhibited an increase of 14-times in the seed yield and around 3000 in the by-products compared with the control. The concentration of the hyperaccumulator Se was 430-, 120- and 7550-times greater in the seed, stem and capsule, resp. compared with the control. The molybdenate and selenate anions remain available in this well-ventilated calcareous soil.
- The poppy seed yield became completely unsuitable for human consumption in the Cd, Mo and Se treatments. At higher loads there was also an increase in the Ba, Ni, Sr and Zn concentrations.
- The maximum microelement uptake per hectare on polluted soil was 2.2 kg Se, 1 kg Sr, 400–500 g Mo and Zn, 25–50 g Cu, Ni, Cd and Cr, and 1–3 g Pb, Hg and As. The elimination of soil pollution at the 810 kg/ha rate would theoretically take 368 years in the case of Se, 800 for Mo, 31,000 for Cd and almost 740,000 years for As under the experimental conditions. Poppy is not suitable for the cleansing of heavily polluted soils.
- The specific element content of poppy (for 1 t seed + the relevant by-products) amounted to 131 kg N, 121 kg K₂O, 132 kg CaO, 46 kg P₂O₅, 20 kg MgO, 16 kg S, 1.5 kg Fe, 0.5 kg Na and Mn, 340 g Sr, 160 g B, 40–60 g Zn, Ba and Cu, 3–4 g Ni and Se, and 1–2 g Mo and Cr. These data could be used as guidelines for the extension service in calculating the element requirements of the planned yield.

Mikroelem-terhelés hatása a tritikáléra 2003-ban

Kérdés, vajon a tritikále hogyan reagál a talajszennyezésre? Milyen szennyező elemeket akumulálhat szerveiben? Alkalmas lehet-e fitoremediációs célokra? Milyen mértékben vándorolhat a Zn, Se és Mo mikroelem az utódnövény föld feletti hajtásába és hogyan befolyásolhatja a csíranövény növekedését? Ilyen és ehhez hasonló kérdésekre kerestük a választ kísérletünkben.

A kísérlet 13. évében Kitaro fajtájú tritikálét termesztettünk, amelyet 2002. október 1-jén gabona sortávolságra, 4–6 cm mélyre vetettünk, 55–60 db/fm csíraszámmal, ill. 200–220 kg/ha vetőmaggal. A tenyészidő során állománybonítást végeztünk bokrosodás végén, virágzásban és aratáskor. Aratáskor növényminta-vételre is sor került 8–8 fm, azaz 1–1 m² föld feletti anyag begyűjtésével parcellánként.

A szem- és a szalmamintákat ismétlésenként cc. HNO₃+ cc. H₂O₂ elegyével roncsoltuk, majd ICP-technikával 23 elem meghatározására került sor. A Zn-, Mo- és Se-kezelések magmintáit a búza zsizsik (*Sitophilus granarius*) kártételére is vizsgáltuk ismétlésenként 40–40 g mag felhasználásával. Ugyanezen kezelések minden ismétlésével csíráztatási vizsgálatokat is végeztünk. Meghatároztuk a csíranövények magasságát, a hajtás és a gyökér tömegét, valamint a hajtások elemösszetételét is. Ilyen módon a kezelések hatását próbáltuk meg nyomon követni az utódnövényen: hogyan módosulhat a csíranövény fejlődése, mennyiben vándorolnak a mag elemkészletei a föld feletti hajtásba?

Ami a csapadékellátottságot illeti, megemlítjük, hogy a mák elővetemény betakarítása és a tritikále vetése közötti időszakban 149 mm eső hullott. Ezt követően a tenyészidő 9 hónapja alatt mindössze 230 mm csapadékban részesült a terület. Elméletileg tehát a tritikále 379 mm csapadékkal rendelkezhetett, amennyiben a talaj a teljes csapadékmennyiséget befogadni és tárolni volt képes. A 2003. év első fele meglehetősen csapadékszegény volt: januárban 29, februárban 34, márciusban 5, áprilisban 22, májusban 30, júniusban 18 mm eső esett.

Kísérleti eredmények

Bonításaink szerint a tritikále állománya kielégítően fejlődött, fitotoxicitásra utaló jeleket március, május, sőt július elején sem mutatott. Kivételt ez alól csupán a nagyobb Se-terheléses kezelésben lehetett igazolni. Itt az aratáskori szalmatermés 1,2 t/ha, a szemtermés 0,9 t/ha mennyiséggel csökkent. Mivel a szelén mobilis formában maradt a talajban és a mélyebb rétegekbe mosódott, a toxicitás a késői érési stádiumban jelentkezett, amikor a gyökök a mélyebb talajrétegekkel is érintkezhetek. Eredményeinket a 132. táblázatban foglaltuk össze.

A kezelések hatását az aratáskori szem és szalma elemösszetételére a 133. táblázatban tanulmányozhatjuk. Amint az adatokból látható, az As-, Cr- és Ba-koncentráció a szemben még a leginkább szennyezett kezelésben sem éri el az 1 mg/kg értéket. Viszonylag gátolt a Ni, Ba, Sr és Cu elemek beépülése is a magtermésbe.

132. táblázat. Fitotoxikus kezelések hatása a tritikáléra 2003-ban

1997. évi közlemény a mezőgazdasági miniszterhivatalától

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. Bonitálás 2003. március 26-án</i>						
As	4,5	4,5	5,0	4,5	1,0	4,6
Se	4,5	4,5	4,5	4,5	1,0	4,5
<i>B. Bonitálás 2003. május 19-én</i>						
As	4,0	5,0	5,0	5,0	1,1	4,8
Se	5,0	5,0	5,0	5,0	1,1	5,0
<i>C. Bonitálás 2003. július 3-án</i>						
As	4,5	4,5	4,5	3,5	1,2	4,2
Se	5,0	4,5	4,5	3,5	1,2	4,4
<i>D. Szalmatermés 2003. július 3-án, t/ha</i>						
As	5,4	5,4	5,2	4,4	1,0	5,1
Se	5,8	5,1	5,0	4,6	1,0	5,1
<i>E. Szemtermés 2003. július 3-án, t/ha</i>						
As	3,9	4,2	3,7	3,2	0,8	3,8
Se	4,7	4,7	4,3	3,8	0,8	4,4
<i>F. Légszáraz föld feletti hozam 2003. július 3-án, t/ha</i>						
As	9,3	9,6	8,9	7,7	1,6	8,9
Se	10,6	9,8	9,3	8,4	1,6	9,5

Bonitálás: 1,0= igen gyengén fejlett; 5,0=igen jól fejlett állomány

Table 132. Effect of phytotoxic treatments on triticale in 2003. (1) Element symbol. (2) Element load applied in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Scoring on 26 March 2003. B. Scoring on 19 May 2003. C. Scoring on 3 July 2003. D. Straw yield on 3 July 2003. E. Grain yield on 3 July 2003. F. Air-dry aboveground yield on 3 July 2003. Note: Scores: 1.0 = very poorly developed stand; 5.0 = very well developed stand.

Mindez sajnos nem mondható el a kadmiumról. Ez a veszélyes szennyező csaknem két nagyságrenddel dúsult és állati/humán fogyasztásra egyaránt alkalmatlan terméseket eredményezett. A Zn-terhelés nyomán megengedett 50 mg Zn/kg határérték feletti koncentráció alakult ki. A kontrollhoz viszonyítva a molibdén mintegy 500-szoros, míg a szelén 5000-szeres akkumulációt mutatott a maximális Mo-, ill. Se-terhelésű parcellákon, toxikus növényi termékeket eredményezve.

A vizsgált elemek közül a Zn, Cu és Ni főként a szemen dúsult, míg az összes többi mikroelem döntően a melléktermés szárban. Az arzén pl. átlagosan 20-szoros koncentrációt jelez a szárban, a generatív szemhez képest. A Sr esetén a szár mintegy 10-szer, a Ba esetén közel 30-szor gazdagabb a szemnél, míg a Mo átlagosan csupán 4-szer vagy 5-ször. A N, K, P, S és Mg 2,22, 0,57, 0,39, 0,16 és 0,12%-ot tett ki a szemben. Ugyanitt a Ca, Mn, Fe, Na és B 349, 34, 33, 7 és 0,2 mg/kg volt átlagosan. A szalmában a K, N, Ca, S és Mg 1,40, 0,88, 0,38, 0,16 és 0,11%-ot ért el, míg a P, Mn, Fe, Al, Na és B 702, 82, 59, 47, 13 és 4 mg/kg-ot a szárazanyagban.

133. táblázat. Kezelések hatása a tritikále elemösszetételére aratáskor, 2003. július 3-án

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
<i>A. A légszáraz szemben, mg/kg</i>						
As	0,02	0,06	0,07	0,14	0,11	0,07
Cd	0,05	2,25	2,96	4,21	2,11	2,37
Cr	0,11	0,14	0,15	0,19	0,04	0,15
Ni	0,20	1,04	1,28	1,70	0,48	1,06
Ba	0,40	0,62	0,64	0,92	0,26	0,64
Sr	1,40	2,06	2,36	3,70	0,52	2,38
Cu	4,00	5,16	5,65	6,28	1,18	5,27
Zn	12,2	48,9	55,9	68,7	29,9	46,4
Mo	0,2	21,9	28,8	46,4	20,0	24,4
Se	0,2	84,0	194,0	236,5	28,3	128,8
<i>B. A légszáraz szalmában, mg/kg</i>						
As	<0,4	0,87	1,54	3,54	0,34	1,49
Cd	0,10	2,18	5,08	7,46	1,50	3,70
Cr	0,10	0,26	0,65	1,14	0,20	0,54
Ni	0,07	0,37	0,40	0,47	0,22	0,33
Cu	1,80	2,56	3,57	3,84	0,59	2,94
Se	0,1	83,6	202,0	254,5	74,4	135,0
Mo	0,2	68,8	111,4	220,0	51,4	100,0
Zn	3,8	12,8	21,8	36,3	4,3	18,7
Ba	10,0	17,3	17,4	26,7	7,3	17,8
Sr	14,8	22,9	25,8	47,6	8,8	27,8

Megjegyzés: Egyéb elemek átlagosan a szemben: N 2,22%; K 0,57%; P 0,39%; S 0,16%; Mg 0,12%; Ca 349; Mn 34; Fe 33; Na 7; B 0,2 mg/kg, Egyéb elemek átlagosan a szalmában: K 1,40%; N 0,88%; Ca 0,38%; S 0,16%; Mg 0,11%; P 702; Mn 82; Fe 59; Al 47; Na 13; B 4 mg/kg

Table 133. Effect of treatments on the element composition of triticale at harvest (on 3 July 2003). (1)–(4): see Table 132. A. In air-dry grains, mg/kg. B. In air-dry straw, mg/kg. Note: Average quantities of other elements in the grain and straw.

A 134. táblázat adatai tájékoztatnak a föld feletti terméssel felvett mikroelemek mennyiségeiről. A maximális felvételeket tekintve (az erősen szennyezett talajon és a szennyezést követő 13. év után) a hektáronkénti elemakkumuláció a következőképpen alakult: Cr 7 g, Ni 10 g, As 16 g, Cu 48 g, Cd 60 g, Ba 154 g, Sr 283 g, Zn 492 g, Se 1261 g és Mo 1427 g. A fitoremediáció esélyeit latolgatva hasonló körülmények között (a maximális 810 kg/ha szennyezés eltávolításához) a molibdén esetében kereken 568, a szelén esetében 642, a cink esetében 1646, míg a kadmium esetében 13500 évre volna szükség a talaj teljes tisztulásához. Az erősen szennyezett talajok tisztításához tehát a fitoremediáció a tritikále tesztnövényvel vizsgálva nem nyújthat reális alternatívát. Annak ellenére, hogy e növény kiválóan elviselheti a monokultúrás termesztést.

134. táblázat. Kezelések hatása a tritikále elemfelvételére aratáskor 2003. július 3-án

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. Szemtermésben, g/ha						
As	0,08	0,25	0,26	0,45	0,22	0,26
Cr	0,46	0,59	0,63	0,80	0,10	0,62
Ba	1,68	2,60	2,69	3,86	1,12	2,71
Ni	0,84	4,37	5,38	7,14	2,46	4,43
Cd	0,21	9,45	12,40	17,68	8,11	9,94
Sr	6	9	10	16	4	10
Cu	17	22	24	26	6	22
Se	1	40	83	90	37	53
Mo	1	92	121	195	84	102
Zn	51	205	234	289	88	195
B. Szalmatermésben, g/ha						
Ni	0,4	2,1	2,2	2,6	0,8	1,8
Cr	0,6	1,5	3,6	6,4	1,4	3,0
As	0,1	4,7	8,0	15,6	3,4	7,1
Cd	0,6	12,2	28,4	41,8	11,6	20,8
Cu	10,1	14,3	20,0	21,5	4,4	16,5
Zn	21	72	122	203	36	104
Ba	56	97	97	150	48	100
Sr	83	128	144	267	53	156
Mo	1	385	624	1232	282	560
Se	1	426	1010	1171	333	652
C. Együtt, g/ha						
As	0,2	5,0	8,3	16,0	3,7	7,4
Cr	1,1	2,1	4,2	7,2	1,7	3,6
Ni	1,2	6,5	7,6	9,7	3,0	6,2
Cd	0,8	21,6	40,8	59,5	19,4	30,7
Cu	26,9	36,0	43,7	47,9	9,7	38,7
Ba	58	100	100	154	49	103
Sr	89	137	154	283	58	166
Zn	72	277	356	492	122	299
Mo	2	477	745	1427	352	662
Se	2	466	1093	1261	360	705

Table 134. Effect of treatments on the element uptake of triticale at harvest on 3 July 2003. (1)–(4): see Table 132. A. In the grain yield, g/ha. B. In the straw yield, g/ha. C. Together, g/ha.

A 135. táblázatban iránymutató jelleggel összeállítottuk a tritikále termésébe szennyezetlen talajon beépült makro- és mikroelemek mennyiségeit, ill. megbecsültük az 1 t magtermés és a hozzá tartozó melléktermés ún. fajlagos elemtartalmát a szaktanácsadás számára. Adataink szerint a tervezett 1 t főterméshez tartozó fajlagos elemigény az alábbi lehet hasonló körülmények között: 30–34 kg N, 24–25 kg K (28–30 kg K₂O), 4–5 kg P (9–12 kg P₂O₅), 5–6 kg Ca, 3–4 kg S, 2–3 kg Mg.

135. táblázat. A tritikále föld feletti termésébe épült elemek átlagos és fajlagos mennyiségei szennyezetlen talajon aratáskor 2003. július 3-án

(1) Elem jele és mértékegysége		(2) Szem- termés 4,2 t/ha	(3) Szalma- termés 5,6 t/ha	(4) Összes termés 9,8 t/ha	(5) Fajlagos elem- tartalom*
N	kg/ha	93,2	49,3	142	33,8
K	kg/ha	23,9	78,4	102	24,3
P	kg/ha	16,4	3,9	20	4,8
S	kg/ha	6,7	9,0	16	3,8
Mg	kg/ha	5,0	6,2	11	2,6
Ca	kg/ha	1,5	21,3	23	5,5
Mn	g/ha	143	459	602	143
Fe	g/ha	139	330	469	112
Al	g/ha	1	263	264	63
Zn	g/ha	51	4	55	13
Na	g/ha	29	73	102	24
Cu	g/ha	17	2	19	5
Sr	g/ha	6	15	21	5
Ba	g/ha	2	10	12	3
Ni	g/ha	0,8	0,1	0,9	0,2
Cr	g/ha	0,5	0,1	0,6	0,1
Mo	g/ha	1,0	0,2	1,2	0,3
Se	g/ha	1,0	0,1	1,1	0,3

*Fajlagos, azaz 1 t szem- + a hozzá tartozó szalmatermés elemtartalma. Az As-, Hg-, Pb-, Co- és Cd-tartalom általában 1 g/ha méréshatár alatt maradt

Table 135. Average and specific quantities of elements incorporated into the aboveground yield of triticale on untreated soil at harvest on 3 July 2003 (Calcareous chernozem soil, Nagyhorcsök). (1) Element symbol and units. (2) Grain yield, 4.2 t/ha. (3) Straw yield, 5.6 t/ha. (4) Total yield, 9.8 t/ha. (5) Specific element content*. Note: Specific element content, i.e. that of 1 t grain + the corresponding straw yield. Contents of As, Hg, Pb, Co and Cd were generally below the 1 g/ha detection limit.

A zsiszikes magvak mennyisége a kontrollparcellákon 16% körülinek adódott. A maximális Zn-terhelés nyomán, ahol a Zn-koncentráció kereken 69 mg/kg volt a légszáraz magban, a fertőzés igazolhatóan a felére mérséklődött. Ugyanitt már enyhén, de igazolhatóan csökkent a csíranövénykéek magassága és tömege is. A cink a csíranövények hajtásában halmozódott fel nagyobb koncentrációban, mint eredetileg a magban volt (136. táblázat).

A Mo-terhelés a zsiszikes magvak arányát érdemben nem befolyásolta. Az elvetett mag és a csíranövény hajtásának Mo-koncentrációja lényegesen nem tért el egymástól. A csíranövények magassága, hajtásának és gyökerének tömege viszont a nagyobb Mo-szennyezés nyomán igazolhatóan visszaesett. Úgy tűnik a Se-dús

magvakat a zsizsik elkerülte, a fertőzés alig jelentkezett. A csíranövények magasságában, a hajtás és a gyökér tömegében igazolható depresszió csak a maximális terhelésnél következett be. A hajtás Se-koncentrációja mintegy 30%-kal haladta meg a mag Se-készletét (136. táblázat).

136. táblázat. A Zn-, Mo- és Se-kezelések hatása a tritikáléra 2003-ban

(1) Megfigyelt, ill. vizsgált jellemzők	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	90	270	810		
A. Zn-terhelés hatására						
a) Zsizsikes magvak %-a	16,4	15,1	15,1	6,7	4,2	13,3
b) Zn, mg/kg a magban	12,2	48,9	55,9	68,7	29,9	46,4
c) A csíranövény:						
d) magassága, cm (hajtás)	7,9	8,2	7,8	6,6	1,1	7,6
e) hajtás sz.a. mg/növény	5,2	5,4	5,2	4,1	0,8	5,0
f) gyökér sz.a. mg/növény	8,6	8,7	8,4	6,9	1,2	8,1
g) Zn, mg/kg a hajtásban	44	72	73	82	10	72
B. Mo-terhelés hatására						
a) Zsizsikes magvak %-a	16,3	22,3	23,3	20,1	6,2	20,5
b) Mo, mg/kg a magban	0,2	21,9	28,8	46,4	20,0	24,4
c) A csíranövény:						
d) magassága, cm (hajtás)	8,3	7,4	7,2	6,9	0,9	7,4
e) hajtás sz.a. mg/növény	5,5	4,5	4,1	3,8	0,9	4,5
f) gyökér sz.a. mg/növény	7,9	6,5	6,0	5,7	0,7	6,5
g) Mo, mg/kg a hajtásban	0,6	22	31	42	11	28
C. Se-terhelés hatására						
a) Zsizsikes magvak %-a	15,9	5,7	1,9	1,0	4,2	6,1
b) Se, mg/kg a magban	0,2	84	194	236	28	129
c) A csíranövény:						
d) magassága, cm (hajtás)	8,0	10,4	9,7	8,1	1,4	9,0
e) hajtás sz.a. mg/növény	6,7	8,9	7,1	6,9	1,4	7,4
f) gyökér sz.a. mg/növény	10,1	12,1	10,8	10,5	1,7	10,9
g) Se, mg/kg a hajtásban	0,4	117	247	286	36	173

Megjegyzés: a kezelések 40 növényegyedet/magot tartalmaztak; 4 ismétlés, n=160

Table 136. Effect of Zn, Mo and Se treatments on triticale in 2003 (Calcareous chernozem soil, Nagyhorcsök). (1) Observed or analysed parameters. a) % seeds infested with weevils; b) Zn, Mo and Se quantities, mg/kg, in the seed; c) Seedling; d) Height, cm (shoot); e) Shoot dry matter, mg/plant; f) Root dry matter, mg/plant; g) Zn, Mo and Se, mg/kg in the shoot. (2)–(4): see Table 132. Note: Treatments carried out on 40 plants or seeds; 4 replications; n = 160.

Összefoglalás

- A viszonylag száraz évben mérsékelt szem- (4–5 t/ha), ill. szalmaterméseket (5–6 t/ha) kaptunk. Fitotoxicitást, igazolható terméscsökkenést aratás idején a maximális As- és Se-terhelés okozott, melynek mértéke átlagosan 20% körül ingadozott a kontrollhoz viszonyítva.
- Az As-, Cr- és Ba-koncentráció még az adott elem maximális (810 kg/ha) terhelése esetén sem érte el az 1 mg/kg értéket a tritikále szemtermésében. Viszonylag gátolt a Ni, Ba, Sr és Cu elemek beépülése is a magtermésbe. A Cd csaknem két nagyságrenddel dúsult a kadmiummal erősen szennyezett talajon és humán-, valamint állati fogyasztásra egyaránt alkalmatlan termést eredményezett. A megengedett 50 mg Zn/kg határérték feletti koncentrációt regisztráltunk a Zn-terhelés nyomán. A maximális Mo-, ill. Se-terhelés esetében a kontrollhoz viszonyítva a Mo mintegy 500-szoros, míg a Se 5000-szeres akkumulációt mutatott a szemben, toxikus növényi terméket produkálva.
- A vizsgált elemek közül a Zn, Cu és Ni főként a szemben dúsult, míg az összes többi elem döntően a vegetatív melléktermésben. A szalma pl. molibdénban átlagosan 4–5-ször, stronciumban 10-szer, arzénban 20-szor és báriumban 30-szor gazdagabb volt, mint a szem. Takarmányként állati fogyasztásra alkalmatlannak minősült a szalma a Cd-, Se- és Mo-kezelések mindegyikében, valamint a maximális As-terhelés esetén.
- A tritikále föld feletti (szem+szalma) termésébe maximálisan és kerekén 7 g Cr, 10 g Ni, 16 g As, 48 g Cu, 60 g Cd, 154 g Ba, 283 g Sr, 492 g Zn, 1261 g Se és 1427 g Mo épült be hektáronként. A maximális 810 kg/ha talajszennyezés eltávolításához hasonló körülmények között (fitoremediáció) tehát a Mo esetében kerekén 568, a Zn esetében 1646, míg a Cd esetében pl. 13500 évre volna szükség. Az erősen szennyezett talajok remediációjához a tritikále, mint tesztnövény nem nyújt reális alternatívát annak ellenére, hogy kiválóan elviseli a monokultúrát.
- A tritikále 1 t főtermésének + a hozzá tartozó melléktermés elemigénye kísérleti viszonyaink között az alábbiak adódott: 30–34 kg N, 24–25 kg K (28–30 kg K₂O), 4–5 kg P (9–12 kg P₂O₅), 5–6 kg Ca, 3–4 kg S, 2–3 kg Mg.
- A búza zsizsikkal (*Sitophilus granarius*) fertőzött magtermése a kontrollparcellákon 16% körüli volt. A Mo-kezelés nem befolyásolta, a maximális Zn-terhelés a fertőzést felére mérsékelte, míg a Se-dús magvakat a fertőzés elkerülte. Az elvetett magvak és a csíranövények hajtásának Mo-koncentrációja közelálló volt, míg a hajtások 20–30%-kal nagyobb Zn- és Se-tartalmakat mutattak. A csíranövények magassága, hajtás- és gyökértömege igazolhatóan mérséklődött a nagyobb (maximális) Zn-, Mo- és Se-terhelés nyomán. A vizsgált mikroelemek a magból a hajtásba vándoroltak (remobilizáció).

Effect of Microelement Loads on Triticale in 2003

- In this relatively dry year, moderate grain (4–5 t/ha) and straw (5–6 t/ha) yields were obtained. Phytotoxicity and significant yield losses at harvest, averaging around 20% compared with the control, were caused by the maximum rates of As and Se.
- Even at the maximum (810 kg/ha) load with the given element, the As, Cr and Ba concentrations in the grain yield of triticale did not reach the 1 mg/kg value. The incorporation of Ni, Ba, Sr and Cu into the grain yield was also relatively inhibited. On soil severely contaminated with cadmium, the Cd concentration increased by nearly two orders of magnitude, leading to grain unsuitable for either human or animal consumption. Zinc concentrations above the 50 mg/kg limit value were observed as the result of Zn load. As the result of maximum Mo and Se loads, the accumulation of Mo and Se reached 500 times and 5000 times the control level, respectively, leading to toxic plant products.
- Among the elements analysed, Zn, Cu and Ni were concentrated primarily in the grain, while the others were mainly found in the vegetative by-products. For example, the straw contained 4–5 times as much Mo, 10 times as much Sr, 20 times as much As and 30 times as much Ba as the grain. The straw was classified as unsuitable for animal consumption in all the Cd, Se and Mo treatments and in the case of the maximum As contamination.
- The maximum quantities of microelements incorporated into the aboveground organs (grain+straw) of triticale were approximately 7 g Cr, 10 g Ni, 16 g As, 48 g Cu, 60 g Cd, 154 g Ba, 283 g Sr, 492 g Zn, 1261 g Se and 1427 g Mo per hectare. This means that to remove the maximum 810 kg/ha quantity of soil contamination by phytoremediation would require a total of 568 years in the case of Mo, 1646 years for Zn and 13500 years for Cd. Triticale is thus not a viable alternative for the remediation of severely contaminated soils, despite the fact that it gives excellent results when grown in a monoculture.
- Under the given experimental conditions the element requirements of 1 t main product + the corresponding by-products for triticale were found to be: 30–34 kg N, 24–25 kg K (28–30 kg K₂O), 4–5 kg P (9–12 kg P₂O₅), 5–6 kg Ca, 3–4 kg S and 2–3 kg Mg.
- The proportion of wheat grains infested with weevils (*Sitophilus granarius*) was around 16% in the control plots. This was not influenced by Mo treatment, while the maximum Zn load reduced the infestation to half and Se-rich seeds were free of weevils. The Mo concentration in sown seeds and seedling shoots was much the same, while the shoots exhibited 20–30% higher contents of Zn and Se. The height of the seedlings and their shoot and root mass were significantly smaller as the result of maximum levels of Zn, Mo and Se. The microelements investigated migrated from the seed into the shoot (remobilization).

Mikroelem-terhelés hatása lucernára 2004-2008 között és a gyepre 2010-ben

A lucerna telepítése előtt 2003 őszén 400 kg/ha P_2O_5 , illetve 800 kg/ha K_2O előre trágyázást végeztünk szuperfoszfát és 60%-os kálisó formájában. A N-t évente adagoltuk megosztva felét ősze, másik felét tavasszal az első kaszálást követően fejtrágyaként juttattuk ki. A vetésre szeptember 1-én került sor 25-30 kg·ha⁻¹ vetőmagnormával és gabonasortávolságra. A kaszálásokat zöldbimbós állapotban végeztük fűkaszával a 10 m²-es nettó parcellák területéről. Előtte bonitáltunk parcellánként állományfelettségre.

A lekaszált lucernából 15-20 helyről 1-1 marék mintát vettünk parcellánkénti átlagmintát képezve a szárazanyag megállapítása, valamint a laborvizsgálat céljaira. A növénymintákat cc.HNO₃+cc.H₂O₂ elegyével roncsoljuk, a N-tartalmat *Kjeldahl (1891)* módszere nyomán határoztuk meg. A laboratóriumi vizsgálatokat megelőzően a növényminták 40–50°C-on való szárítását és homogenizálását a kísérleti telepen végzik. A növényminták mosására nem kerül sor, így a porszennyezés lehetősége teljesen nem zárható ki a szennyezett talajfelszínből eredően.

A lucerna vízellátottságáról. Extrém aszályos évünk 2004-2008 között nem adódott. Részben ezért is volt képes az állomány 5 éven át fennmaradni és gazdaságilag értékelhető szénaterméseket adni. A 2008. év II. fele volt szárazabb, ekkor az előregedő lucerna csak 3 kaszálást adott V, VI, VII hónapokban. A többi években 4-4 kaszálásra került sor általában május és szeptember eleje között. A lucerna terméseinek fenntartásához a talaj kielégítő tápanyagkínálata, feltöltöttsége is hozzájárult. Az elővetemény tritikále aratása után 2003. II. félévében még 287 mm eső hullott, mely az őszi telepítés sikerét elősegítette.

Eredmények

Az alkalmazott mikroelemek közül az As, Cd, Se nagyobb adagjainak utóhatása bizonyult fitotoxikusnak. Mivel az As és a Cd döntően a szántott rétegben maradt, ez a toxikus hatás csak az első évben volt érdemleges. A lucerna gyökerei a mélyebb rétegekbe hatoltak idővel áthaladva a szennyezett talajon és a depresszió a későbbi években már nem volt igazolható. A Se viszont szelenát anion formában részben a mélyebb rétegekbe mosódott és az egész 6 m-es talajprofilot szennyezte. Ebből adódóan kifejtette serkentő vagy depresszív hatását a terheléstől függően. A Cd 810 kg·ha⁻¹ kezelésben a lucerna kiritkult és elgyomosodott az 1.kaszálás termése gyakorlatilag megsemmisült 2004-ben.

Az év szénaterméseiről a kontroll és a Se-kezelt talajon a 137. táblázat nyújt áttekintést. Megállapítható, hogy a legnagyobb szénahozamokat minden évben az 1. kaszálás adja. Az egyes évek összterméseit tekintve a 3. és 4. évek tűnnek a legtermékenyebbek. A kontroll talajon az 5 év alatt 62,5 t·ha⁻¹ széna termett. A 90

kg·ha⁻¹ Se-terhelésnél kerekén 10 t·ha⁻¹ többlet jelentkezett, majd a Se-túlsúly nyomán a szénahozam 55 t·ha⁻¹-ra esett. A változások statisztikailag is igazolhatók.

137. táblázat. Se-terhelés hatása a légszáraz lucernaszéna terméshezamára, t·ha⁻¹

Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/As				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004						
1.	7,2	7,9	8,2	6,8	2,5	7,5
2.	1,8	2,0	3,0	2,4	0,8	2,3
3.	1,7	1,9	1,7	1,4	0,4	1,7
4.	1,0	0,9	0,4	0,3	0,4	0,6
Átlag	2,9	3,2	3,3	2,7	0,5	3,0
Összes	11,7	12,7	13,3	10,9	1,4	12,1
2005						
1.	4,2	4,4	3,6	3,6	0,9	4,0
2.	3,1	3,6	2,5	2,5	0,8	2,9
3.	2,4	2,6	2,1	2,2	0,4	2,3
4.	2,8	2,7	2,6	2,5	0,4	2,6
Átlag	3,1	3,3	2,7	2,7	0,6	2,9
Összes	12,5	13,3	10,8	10,8	1,5	11,8
2006						
1.	5,3	6,2	5,8	5,9	1,0	5,8
2.	4,0	4,3	3,9	4,6	1,0	4,2
3.	2,4	2,5	2,0	1,7	0,6	2,2
4.	2,8	2,7	2,2	2,1	0,4	2,4
Átlag	3,6	3,9	3,5	3,6	0,4	3,6
Összes	14,5	15,7	13,9	14,3	1,6	14,6
2007						
1.	4,8	5,7	3,0	3,0	0,4	4,1
2.	3,7	4,5	2,7	2,5	0,9	3,3
3.	2,7	3,5	1,3	1,3	2,0	2,2
4.	2,5	3,7	1,4	1,1	0,7	2,2
Átlag	3,4	4,4	2,1	2,0	0,9	3,0
Összes	13,7	17,4	8,4	7,9	3,0	11,8
2008						
1.	5,7	7,6	7,3	7,7	0,9	7,1
2.	2,9	3,8	2,9	2,7	0,4	3,1
3.	1,5	2,1	1,3	0,6	0,4	1,4
Átlag	3,3	4,5	3,8	3,7	0,6	3,8
Összes	10,1	13,5	11,6	11,0	2,0	11,5
2004-2008						
Összes	62,5	72,6	58,0	54,9	10,0	61,8

A széna As-tartalma szennyezetlen talajon $0,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ méréshatár alatt maradt, míg a maximális terhelés nyomán az évek és a kaszálások függvényében $0,4\text{-}4,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ akkumulációt jelzett. Hasonló dúsulást mutatott a gyepszéna is két évtized után (138. táblázat).

138. táblázat. As-terhelés hatása a lucernaszéna As tartalmára, mg/kg

Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/As				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	<0,2	0,3	0,8	1,5	0,4	0,7
2.	<0,2	0,5	1,4	4,4	0,6	1,6
3.	<0,2	0,2	0,9	2,9	0,5	1,0
4.	<0,2	0,3	1,1	2,5	0,4	1,0
Átlag	<0,2	0,3	1,1	2,8	0,3	1,1
2005-ben						
1.	<0,2	0,3	0,6	1,7	0,4	0,6
2.	<0,2	0,4	1,4	2,7	0,6	1,1
3.	<0,2	0,5	1,1	2,2	0,5	1,0
4.	<0,2	0,7	1,2	2,6	0,4	1,1
Átlag	<0,2	0,5	1,1	2,3	0,4	1,0
2006-ban						
1.	<0,2	0,5	1,0	2,4	0,6	1,0
2.	<0,2	0,4	0,9	1,8	0,5	0,8
3.	<0,2	0,2	0,8	2,8	0,5	1,0
4.	<0,2	0,5	1,4	2,9	0,6	1,2
Átlag	<0,2	0,4	1,0	2,5	0,4	1,0
2007-ben						
1.	<0,2	0,4	0,6	1,2	0,4	0,6
2.	<0,2	0,5	1,2	2,4	0,5	1,0
3.	<0,2	0,4	1,0	3,4	1,5	1,2
4.	<0,2	0,4	0,9	2,4	0,7	0,9
Átlag	<0,2	0,4	0,9	2,4	0,6	0,9
2008-ban						
1.	<0,2	<0,2	0,5	0,8	0,3	0,3
2.	<0,2	0,4	1,5	2,5	0,8	1,1
3.	<0,2	0,4	0,7	3,0	0,7	1,0
Átlag	<0,2	0,3	0,9	2,1	0,4	0,8
2010-ben gye						
1.	<0,2	0,6	1,0	2,1	0,4	0,9

A Ba a kontrollon mért átlagos 6-10 mg·kg⁻¹ értékről 30-35 mg·kg⁻¹ értékre emelkedik a terheléssel. A gypszena Ba koncentrációja már kevésbé látványosan tükrözi a terhelést, 13-ról 23 mg·kg⁻¹-ra dúsul (139. táblázat).

139. táblázat. Ba-terhelés hatása a lucernaszéna Ba-tartalmára, mg/kg

159. táblázat. Ba-terhelés hatása a lucernaaszra Ba-tartalomra, mg/kg						
Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Ba				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	7	10	17	35	5	18
2.	12	15	24	48	5	25
3.	9	14	20	36	3	20
4.	10	15	22	20	3	17
Átlag	10	14	21	35	3	20
2005-ben						
1.	7	10	16	30	5	16
2.	6	10	16	27	5	15
3.	6	10	16	34	4	16
4.	7	9	15	34	5	16
Átlag	6	10	16	31	4	16
2006-ban						
1.	7	9	14	32	4	16
2.	6	7	12	29	4	14
3.	8	11	18	32	5	17
4.	7	12	20	42	6	20
Átlag	7	10	16	34	4	17
2007-ben						
1.	5	8	14	30	8	14
2.	5	8	14	35	6	16
3.	6	9	13	33	7	15
4.	6	11	15	41	14	18
Átlag	6	9	14	35	7	16
2008-ban						
1.	6	10	16	38	10	18
2.	5	8	14	34	10	15
3.	6	8	12	30	8	14
Átlag	6	9	14	34	8	16
2010-ben gyep						
1.	13	16	19	23	4	19

A Cd szennyezetlen talajon 0,1 mg·kg⁻¹ mérés határ alatt volt, míg a nagy terheléssel 3,0-7,2 mg·kg⁻¹ tartományba kerül. A gypszenában már 9,6 mg·kg⁻¹ koncentrációt ér el. A Cd-mal szennyezett talajon termelt szénák tehát takarmányozásra alkalmatlanok még két évtized után is. A 4/1990. (II.28.) MÉM rendelet takarmányban 0,1 mg·kg⁻¹ Hg, 0,5 mg·kg⁻¹ Cd, 2 mg·kg⁻¹ As, 5 mg·kg⁻¹ Pb tartalmat tart elfogadhatónak. Egyéb elemekre nem tartalmaz előírásokat. Az egyes állatfajok tűrőképessége azonban eltérő. Így pl. Cu esetében az egészségügyi maximum Chaney (1982) szerint juhokra 25, míg csirkére 300 mg·kg⁻¹. A Zn esetén

juhokra 300, sertésre és csirkére 1000 mg·kg⁻¹. A Se-re 2, Mo-ra 10, Ni-re 50 mg·kg⁻¹ tartalmat tekint még problémamentesnek. Tendenciájában az is megfigyelhető, hogy az előregedő lucerna egyre kevesebb Cd-ot épít szöveteibe az idő múlásával (140. táblázat).

140. táblázat. Cd-terhelés hatása a lucernaszéna Cd-tartalmára, mg/kg

Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Cd				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	<0,1	0,7	3,0	6,5	2,0	2,6
2.	0,1	2,6	2,9	5,6	0,6	2,8
3.	0,1	1,7	3,8	7,2	0,8	3,2
4.	0,1	2,2	3,8	5,1	0,4	2,8
Átlag	0,1	1,8	3,4	6,1	0,3	2,8
2005-ben						
1.	<0,1	1,7	3,4	6,5	2,0	2,9
2.	<0,1	1,6	3,2	5,6	1,6	2,6
3.	<0,1	1,6	2,7	4,1	1,2	2,1
4.	<0,1	1,7	2,3	3,4	0,8	1,8
Átlag	<0,1	1,6	2,9	4,9	0,8	2,4
2006-ban						
1.	<0,1	1,2	2,4	4,9	1,5	2,1
2.	<0,1	1,4	2,3	3,0	1,0	1,7
3.	<0,1	1,4	2,7	4,2	1,3	2,1
4.	<0,1	2,2	3,0	4,2	1,4	2,4
Átlag	<0,1	1,6	2,6	4,1	1,0	2,1
2007-ben						
1.	<0,1	1,1	2,4	4,1	1,0	1,9
2.	<0,1	1,9	2,9	4,4	1,6	2,3
3.	<0,1	1,4	2,7	3,7	1,6	2,0
4.	<0,1	2,4	3,8	4,6	1,8	2,7
Átlag	<0,1	1,7	3,0	4,2	1,2	2,2
2008-ban						
1.	<0,1	0,8	1,7	2,6	0,8	1,3
2.	<0,1	1,9	2,5	4,6	1,2	2,2
3.	<0,1	1,7	2,5	3,5	1,4	1,9
Átlag	<0,1	1,5	2,2	3,6	1,1	1,8
2010-ben gyepterhelés						
1.	<0,1	1,4	4,4	9,6	1,2	3,8

A Cr kezeletlen talajon termett szénában $0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ méréshatár körül található. Nagyobb terheléssel a koncentráció $1,0\text{-}4,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ tartományba emelkedik. Úgy tűnik a gypszéna az egyszikűekre jellemzően kevésbé akkumulálja a Cr-ot. A mérsékeltten emelkedett Cr-tartalom egyébként takarmányozási szempontból előnyösnek minősülhet (141. táblázat).

141. táblázat. Cr-terhelés hatása a lucernaszéna Cr-tartalmára, mg/kg

Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Cr				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	<0,1	0,6	1,8	4,5	2,5	1,7
2.	0,1	0,3	0,6	1,4	0,4	0,6
3.	0,1	0,4	0,7	1,7	0,5	0,7
4.	0,2	0,4	1,5	2,8	0,7	1,2
Átlag	0,1	0,4	1,1	2,6	0,4	1,1
2005-ben						
1.	0,1	0,2	0,4	1,0	0,4	0,4
2.	0,1	0,3	1,2	2,2	0,6	0,9
3.	0,1	0,2	0,4	1,2	0,4	0,5
4.	0,1	0,3	0,6	1,6	0,4	0,7
Átlag	0,1	0,3	0,6	1,5	0,4	0,6
2006-ban						
1.	0,3	0,4	0,7	1,2	0,4	0,6
2.	0,1	0,3	0,6	1,6	0,4	0,6
3.	0,1	0,4	1,3	3,3	0,5	1,3
4.	0,2	0,4	1,4	1,8	0,4	1,0
Átlag	0,2	0,4	1,0	2,0	0,4	0,9
2007-ben						
1.	0,1	0,4	2,4	3,4	0,6	1,6
2.	0,1	0,4	1,6	2,2	0,3	1,1
3.	0,1	0,4	2,5	4,5	2,8	1,9
4.	0,3	0,5	2,5	3,6	0,6	1,7
Átlag	0,2	0,4	2,2	3,4	0,6	1,6
2008-ban						
1.	<0,1	0,2	0,9	1,9	0,6	0,8
2.	<0,1	<0,1	0,6	1,3	0,6	0,5
3.	0,2	0,4	2,1	4,2	0,9	1,7
Átlag	0,1	0,2	1,2	2,5	0,7	1,0
2010-ben gyp						
1.	<0,1	0,2	0,4	0,9	0,3	0,4

A Cu átlagosan mindössze megkétszereződik a lucernában a terheléssel, felvehetősége korlátozott. A fiatal gyepszénában viszont csaknem 4-szeresére nőhet a kontrollhoz viszonyítva (142. táblázat).

142. táblázat. Cu-terhelés hatása a légszáraz lucernaszéna Cu-tartalmára, mg/kg

1992. tavaszi: Cu-terhelés hatására észlelt leveleszén Cu-tartalma, mg/kg						
Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Cu				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	5,5	9,5	10,7	11,0	1,4	9,2
2.	6,8	10,3	13,0	12,5	1,3	10,6
3.	4,2	8,0	8,9	9,0	0,9	7,5
4.	5,0	8,0	9,5	9,8	1,2	8,1
Átlag	5,4	8,9	10,5	10,6	0,8	8,9
2005-ben						
1.	4,0	8,3	9,1	9,9	2,0	7,8
2.	4,0	7,8	7,8	8,5	2,0	7,0
3.	4,4	8,5	9,4	9,6	1,9	8,0
4.	4,5	8,5	9,4	9,6	1,8	8,0
Átlag	4,2	8,3	8,9	9,4	0,9	7,7
2006-ban						
1.	4,0	6,8	10,0	11,0	3,6	8,0
2.	4,2	7,3	8,0	8,7	3,0	7,0
3.	4,4	8,4	9,0	9,3	2,4	7,8
4.	6,3	9,4	10,3	10,3	3,3	9,1
Átlag	4,7	8,0	9,3	9,8	2,7	8,0
2007-ben						
1.	4,2	7,6	9,1	9,4	1,8	7,6
2.	6,0	11,5	12,1	13,2	2,8	10,7
3.	6,2	7,8	8,1	8,6	2,3	7,7
4.	6,0	10,1	11,6	12,5	2,3	10,0
Átlag	5,6	9,2	10,2	10,9	1,6	9,0
2008-ban						
1.	4,4	7,6	9,6	10,3	1,4	8,0
2.	5,6	10,4	10,8	10,9	1,5	9,4
3.	4,8	8,9	10,0	10,7	1,4	8,6
Átlag	4,9	9,0	10,1	10,6	1,4	8,7
2010-ben gyep						
1.	2,4	4,2	7,2	9,1	2,1	5,7

A Mo általában három nagyságrendbeli dúsulást jelzett és a maximális koncentrációkat a 4. éves állomány mutatta. A gyepszéna Mo-akkumulációja kevésbé kifejezett, de a hiperakkumuláció itt is nyilvánvaló. Ez a lucerna takarmányra vagy élelmiszeri/humán fogyasztásra alkalmatlan (143. táblázat).

143. táblázat. Mo-terhelés hatása a lucernaszéna Mo-tartalmára, mg/kg

Kaszálás száma	Mo-terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Mo				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	1,0	41	196	316	32	138
2.	0,3	139	240	420	40	200
3.	0,3	88	219	347	36	164
4.	0,3	72	134	210	25	104
Átlag	0,5	85	197	323	20	151
2005-ben						
1.	0,3	84	235	316	42	159
2.	0,3	56	165	280	50	125
3.	0,5	92	112	355	51	140
4.	0,4	92	155	352	49	150
Átlag	0,4	81	167	326	28	144
2006-ban						
1.	0,3	86	220	347	92	163
2.	0,5	54	136	324	77	128
3.	0,7	175	316	532	182	256
4.	0,8	287	506	792	243	396
Átlag	0,6	150	294	499	128	236
2007-ben						
1.	0,5	120	412	523	116	264
2.	0,9	124	632	895	122	413
3.	0,9	165	468	652	144	321
4.	0,7	213	513	651	120	344
Átlag	0,8	156	506	680	112	336
2008-ban						
1.	0,9	158	322	498	126	245
2.	1,0	218	365	487	140	268
3.	0,9	192	325	546	188	266
Átlag	0,9	189	337	510	132	260
2010-ben gyep						
1.	0,4	18	52	130	26	50

A Ni kevésbé mobilis a talaj-növény rendszerben az As, Cr elemekhez hasonlóan. Az átlagosan egy nagyságrendi akkumulációja a lucerna vagy a gyepszéna takarmányértékét nem rontja (144. táblázat).

144. táblázat. Ni-terhelés hatása a légszáraz lucernaszéna Ni-tartalmára, mg/kg

144. táblázat. Ni-terhelés hatása a legszáraz lucernaészára Ni-tartalmára, mg/kg						
Kaszálás száma	Ni-terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Ni				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	0,5	0,9	2,0	3,4	0,9	1,7
2.	0,6	1,0	2,1	3,7	1,0	1,8
3.	0,5	1,0	1,5	2,8	0,8	1,5
4.	0,4	1,2	2,0	3,8	0,7	1,9
Átlag	0,5	1,0	1,9	3,4	0,4	1,7
2005-ben						
1.	0,4	0,7	1,6	2,2	0,8	1,2
2.	0,4	0,7	1,6	2,5	0,6	1,3
3.	0,6	1,3	2,7	3,5	0,7	2,0
4.	0,6	1,3	2,0	3,6	0,8	1,9
Átlag	0,5	1,0	2,0	3,0	0,5	1,6
2006-ban						
1.	0,5	1,5	2,2	5,1	1,6	2,3
2.	0,3	0,7	1,5	2,3	0,8	1,2
3.	0,6	1,3	2,4	3,7	1,1	2,0
4.	0,5	1,4	2,9	3,6	0,9	2,1
Átlag	0,5	1,2	2,2	3,7	1,0	1,9
2007-ben						
1.	0,4	0,6	1,6	2,6	1,0	1,3
2.	0,8	2,0	3,3	4,9	1,8	2,8
3.	0,6	1,2	2,2	4,4	0,9	2,1
4.	0,4	1,5	3,5	4,7	1,3	2,5
Átlag	0,6	1,3	2,6	4,2	1,2	2,2
2008-ban						
1.	<0,2	0,2	1,0	1,9	0,8	0,7
2.	0,4	1,7	3,4	4,1	1,4	2,4
3.	0,6	2,3	3,1	4,9	2,1	2,8
Átlag	0,3	1,4	2,5	3,6	1,3	2,0
2010-ben gyep						
1.	0,4	2,2	4,6	6,2	2,2	3,4

A Se viszont a Mo-hez hasonlóan három nagyságrenddel dúsul a lucernában mérgezett takarmányt eredményezve. A gypszénában két nagyságrendbeli koncentráció emelkedést mutat (145. táblázat).

145. táblázat. Se-terhelés hatása a légszáraz lucernaszéna Se-tartalmára, mg/kg

Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Se				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	<0,2	24	47	110	42	45
2.	<0,2	126	205	422	79	188
3.	<0,2	184	300	727	86	303
4.	<0,2	385	610	780	84	444
Átlag	<0,2	180	291	510	47	245
2005-ben						
1.	<0,2	30	104	295	36	107
2.	<0,2	34	147	425	32	152
3.	<0,2	45	141	310	60	124
4.	<0,2	45	140	300	45	121
Átlag	<0,2	38	133	332	36	126
2006-ban						
1.	<0,2	32	103	240	39	94
2.	<0,2	78	168	287	96	133
3.	<0,2	91	256	568	157	229
4.	0,3	235	404	684	266	331
Átlag	0,1	109	233	445	108	197
2007-ben						
1.	<0,2	91	199	302	84	148
2.	0,6	123	218	330	120	168
3.	0,2	173	294	412	175	220
4.	0,5	137	282	420	79	210
Átlag	0,3	131	248	366	98	187
2008-ban						
1.	<0,2	65	159	459	84	171
2.	0,6	63	192	290	80	136
3.	<0,2	128	308	592	142	257
Átlag	0,2	85	220	447	68	188
2010-ben gyep						
1.	<0,2	4	13	42	5	15

A Sr átlagosan 3-4-szeresére nő a terheléssel. A gyepszéna Sr-készlete átlagosan 1/10-e a kétszikű lucerna Sr-készletének. Hasonló meszes talajon a takarmány minőségét az emelkedett Sr-tartalom érdemben nem befolyásolta a tág Ca/Sr arányok miatt (146. táblázat).

146. táblázat. Sr-terhelés hatása a légszáraz lucernaszéna Sr-tartalmára, mg/kg

Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Sr				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	82	172	205	348	85	202
2.	100	148	228	427	90	226
3.	104	155	194	367	120	205
4.	120	184	212	346	79	216
Átlag	101	165	210	372	64	212
2005-ben						
1.	83	136	179	250	66	162
2.	85	145	187	240	72	164
3.	86	119	171	334	70	178
4.	90	120	168	330	64	177
Átlag	86	130	176	288	48	170
2006-ban						
1.	87	131	192	327	84	184
2.	87	121	142	239	79	147
3.	110	143	178	313	52	186
4.	124	185	260	412	97	246
Átlag	102	145	193	323	66	191
2007-ben						
1.	110	141	166	292	67	177
2.	102	152	200	304	80	189
3.	136	172	227	333	82	217
4.	126	200	232	391	62	237
Átlag	116	166	206	330	64	205
2008-ban						
1.	122	173	244	387	54	232
2.	85	125	171	297	56	170
3.	104	166	196	240	68	176
Átlag	104	155	204	308	48	193
2010-ben gyep						
1.	16	22	30	49	7	29

Mérsékelten nő a szénák Zn-tartalma a Zn-terheléssel. Átlagosan 2-3-szorosára. Itt kiemelhető, hogy az adott talajon a termesztett növények rejtett vagy kifejezett Zn-hiányt mutatnak. A lucerna széna optimális Zn-tartalmát *Bergmann (1992)* és más szerzők 25-70 mg·kg⁻¹ tartományba teszik. Megállapítható tehát, hogy a nagyobb Zn-terheléssel a lucerna Zn-ellátottsága a már „kielégítőnek” tekinthető zónába került. Viszont az is igaz, hogy a Zn-trágyázás nem növelte a Zn-hiányosnak minősülő lucerna termését (147. táblázat).

147. táblázat. Zn-terhelés hatása a lucernaszéna Zn-tartalmára, mg/kg

Kaszálás száma	Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha/Zn				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
2004-ben						
1.	13	22	25	40	4	25
2.	15	21	22	28	4	22
3.	11	21	24	30	3	22
4.	12	23	30	35	3	25
Átlag	13	22	25	33	3	23
2005-ben						
1.	12	19	23	28	5	20
2.	14	25	28	37	6	26
3.	12	20	26	28	6	20
4.	14	20	27	31	7	23
Átlag	13	21	26	31	4	22
2006-ban						
1.	12	18	20	32	10	18
2.	13	19	26	28	11	22
3.	14	20	24	31	7	22
4.	14	22	24	26	5	22
Átlag	13	20	24	29	5	21
2007-ben						
1.	13	20	23	29	13	21
2.	18	28	32	35	18	28
3.	14	20	21	24	7	20
4.	14	24	26	28	8	23
Átlag	15	23	26	29	8	24
2008-ban						
1.	18	23	28	28	4	24
2.	15	26	28	29	6	24
3.	16	24	28	33	8	25
Átlag	16	24	28	30	5	24
2010-ben gyep						
1.	12	17	28	44	5	25

A lucerna széna egyéb elemeinek átlagosa tartalmát az évek átlagában tünteti fel a 148. táblázat. Látható, hogy a korral, a lucerna előregedésével mérséklődik a beépült N és S mennyisége. A K koncentrációja kevesebb mint a felére zuhan az 5. év végén, mely tükrözheti a talaj könnyebben felvehető K-készletének részleges kimerülését is. A Mg viszont tendenciájában dúsult a növényi szövetekben. Az 5 év átlagában a N 3,3%; K 2,0%; Ca 2,4%; A P, S és Mg 0,3% körüli koncentrációval jellemezhető a szénában. A mikroelemek terén a Na 350, Fe 120, Al és Mn 50, B 45 mg·kg⁻¹ átlagos tartalmat jelzett.

148. táblázat. A légszáraz lucerna egyéb elemtartalma az évek átlagában

Elem jele	Mérték-egység	Vizsgált évek					Átlag
		2004	2005	2006	2007	2008	
N	%	3,84	3,35	3,10	3,16	3,03	3,30
K	%	2,53	2,47	1,94	1,55	1,14	2,00
Ca	%	2,93	2,24	2,45	2,25	2,62	2,40
P	%	0,31	0,34	0,32	0,33	0,29	0,30
S	%	0,41	0,31	0,29	0,30	0,29	0,34
Mg	%	0,28	0,28	0,31	0,40	0,41	0,34
Na	mg·kg ⁻¹	201	415	390	372	370	350
Fe	mg·kg ⁻¹	168	96	138	113	101	120
Al	mg·kg ⁻¹	102	35	68	40	36	50
Mn	mg·kg ⁻¹	62	44	49	52	50	50
B	mg·kg ⁻¹	45	47	44	42	54	45
Széna	t·ha ⁻¹	2,9	3,1	3,6	3,4	3,3	3,3

Az 5 év alatt (19 kaszálás) összesen mintegy 2 t·ha⁻¹ N-t épített be a lucerna földfeletti termésébe. Ez a N döntően a levegőből származott. A kaszálásonként betakarított N-hozam 48-250 kg·ha⁻¹ között változott. A Ca hozama meghaladta az 5 év alatt az 1,5 t·ha⁻¹, míg a K hozama az 1,2 t·ha⁻¹ mennyiséget. A P, S, Mg felvétele 200 kg·ha⁻¹ körüli volt. Számításaink szerint a Na kereken 22, Fe 7, az Al, Mn és a B 3 kg·ha⁻¹·5év⁻¹ felvételt jelzett.

Szennyezett talajon a maximális elemhozamok az 5 év alatt az alábbiak adódtak: 29 kg Mo, 20 kg Sr, 19 kg Se, 2 kg körüli Ba és Zn. A Cu mintegy 600, Ni és Cd 200, Cr 150, As 130, Pb 16 g·ha⁻¹·5év⁻¹ hozammal rendelkezett. Megállapítható, hogy a molibdén, stronciummal és szelénrel mérsékelten szennyezett talajok tisztítására, remediációjára a lucerna alkalmas lehet hazai viszonyaink között. Előnyt jelent a növény nagy földfeletti tömege, valamint a Se esetében a mélyen lenyúló gyökérzet. A bemosódó mobilis Se ugyanis a mélyebb rétegeket, illetve a talajvizet is gyorsan elszennyezheti. A termett széna azonban takarmányozási célokra nem használható.

III. Az őrbottyáni mikroelem-terhelési kísérlet ismertetése

1. Az őrbottyáni kísérleti telep ismertetése

Az MTA ATK TAKI Őrbottyáni Kísérleti Telepének talaja a 0-20 cm szántott rétegben átlagosan 0-8% közötti CaCO_3 , 0,9-1,1% humusz készlettel és 10-15% agyagfrakcióval rendelkezik, a $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ többnyire 7-8 közötti értéket mutat. A termőhely felvehető P-ral közepesen, K-mal igen gyengén ellátott. A talajvíz mélysége 6-8 m, humuszos szint vastagsága 60-80 cm. Az erodáltabb, lepusztult részeken a talaj CaCO_3 tartalma megnő, és a humuszos szint vastagsága lecsökken (Klímes-Szmik 1955, Kádár 1999 a, b). Stefanovits (1966) vizsgálati eredményeit a 149. táblázat mutatja be.

149. táblázat. Az őrbottyáni Duna-Tisza közti 1. jelzésű csernozjom jellegű homoktalaj vizsgálati adatai Stefanovits (1966) nyomán

Szint jele	Mélység cm	Szemcseösszetétel %-ban				
		0,5-0,25	0,25-0,05	0,05-0,02	0,02-0,002	<0,002
Asz	0-27	12	79	3	2	4
A ₂	27-65	17	67	4	6	5
B	65-80	17	70	3	4	5
BC	80-100	21	71	2	2	4
C	100-150	20	75	1	2	2
Szint jele	Mélység cm	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ %	hy	Humusz %	T-érték me/100 g
Asz	0-27	8,0	3	0,6	1,3	11
A ₂	27-65	8,0	8	0,7	1,3	16
B	65-80	8,2	5	0,5	1,1	13
BC	80-100	8,2	13	0,4	0,7	7
C	100-150	8,4	15	0,4	0,2	4

Szelvényleírás: Őrszentmiklós 1. Csernozjom jellegű homok. A környezetnél magasabban fekvő sík, kísérleti területen.

- A_{sz} = 0-27 cm:** Sötétszürkés barna (10 YR 3/2), laza szerkezetű finom homok. A szemcséket humusz-agyag ragasztó anyag tapasztja össze. A homokszemcsék nagysága 0,2 és 0,5 mm közötti. Sok fekete elegyrész van a homokban. Közepesen karbonátos.
- A₁ =27-64 cm:** Sötétszürkés barna, gyengén tömött agyagos finom homok, melyben az állatjáratok árnyalati tarkaságot okoznak. Erősen karbonátos
- B =65-80 cm:** Állatjáratoktól tarka, átmeneti szint. Az állatjáratok 1 cm átmérőjűek. A homok minősége hasonló a fenti rétegekéhez, de a szemcsék felületén karbonát bevonat van. A szerkezet gyengén tömődött. Erősen karbonátos.
- B= 80-100 cm:** Gyengén tömött, világossárgás (2,5 YR 6/4) finom homok, melyben sok a tarka elegyrész. A szemcsék átmérője 0,2 és 0,5 mm között változik, felületükön gyenge karbonát bevonattal.
- C=100-150 cm:** Tarka, éles szemcsés homok, karbonát bevonat nélkül. Apró, porló vaskiválásokkal, sok zöld elegyrésszel a piros és fekete ásvány szemek mellett. Tömöttsége az említett rétegeknél kisebb.

A havi csapadék mennyiségét 1961-től mérjük a telepen. Amint a 150. és 151. táblázatokból látható az eltérések igen számottevőek az egyes évek között. Így pl. 1997-ben 291 mm csapadék hullott, míg 1965-ben több mint a háromszorosa, 951 mm. Az átlagosnál szárazabb gazdasági évek között 1986, 1992, 1997, 2000, 2003 említendő, míg csapadékos esztendő volt az 1965, 1966, 1972, 1976.

150. táblázat. Havi és éves csapadék összegek, mm. Örbottyán, 1961 - 2010.

Időszak	H ó n a p o k												Éves
Évek	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	összeg
1961	31	28	0	65	87	48	61	7	0	22	119	41	509
1962	70	70	68	25	46	23	49	2	41	19	192	41	646
1963	30	13	42	27	99	114	31	119	40	59	13	34	621
1964	0	36	38	21	31	157	55	57	42	163	17	81	698
1965	25	4	49	68	47	184	121	97	102	7	175	72	951
1966	42	49	32	38	47	105	144	108	11	66	89	65	796
1967	23	26	7	83	47	80	18	7	65	28	16	39	439
1968	24	19	14	44	35	22	48	117	69	4	63	47	506
1969	16	122	44	11	38	118	63	42	15	17	74	81	641
1970	61	56	47	59	24	85	120	94	13	10	23	81	673
1971	58	16	19	35	112	64	60	38	61	5	39	9	516
1972	16	31	18	132	141	64	123	146	44	12	45	0	772
1973	25	42	2	75	1	148	46	21	19	43	17	25	464
1974	37	36	6	22	53	46	27	62	75	173	36	43	616
1975	8	7	44	46	54	59	175	49	70	72	23	46	653
1976	84	4	23	56	38	48	95	28	169	94	65	139	843
1977	75	89	63	38	57	90	69	88	31	19	60	28	707
1978	43	31	34	57	96	82	90	23	32	31	23	37	579
1979	94	54	51	55	9	129	39	40	27	21	118	64	701
1980	49	30	51	76	31	72	52	30	34	77	148	40	690
1981	33	7	42	13	47	103	36	59	70	65	27	110	612
1982	47	8	24	8	54	61	60	36	14	33	35	76	456
1983	15	54	41	40	53	63	22	18	34	31	34	11	416
1984	52	34	26	25	150	31	3	61	93	57	47	25	604
1985	9	26	54	15	109	75	30	77	17	9	106	19	546
1986	49	43	28	34	16	49	12	31	0	19	14	90	385
1987	67	24	34	74	154	38	24	55	20	19	49	39	597
1988	37	43	36	22	44	52	17	46	76	11	14	58	456
1989	7	16	43	66	53	115	42	57	31	8	50	0	488
1990	37	20	15	36	16	70	25	18	57	72	28	44	438
1991	0	43	25	52	86	41	175	51	7	62	76	27	645
1992	9	2	44	5	23	56	39	0	23	60	36	44	341
1993	11	7	6	17	9	22	77	5	65	131	74	58	482
1994	48	9	15	52	75	38	16	67	31	51	22	3	427
1995	30	45	31	38	74	75	42	86	90	0	51	76	638
1996	48	23	2	29	64	39	33	25	91	19	24	48	445
1997	51	0	4	18	60	34	43	6	2	4	43	26	291
1998	42	0	7	89	131	56	60	19	144	86	69	14	717
1999	16	26	7	30	72	50	151	96	12	53	54	26	593
2000	7	6	32	49	15	7	71	8	6	3	58	30	292
2001	48	4	73	170	115	48	117	19	80	3	37	39	753
2002	6	13	14	30	46	41	52	98	59	52	32	40	483
2003	40	27	0	12	32	8	57	13	17	79	45	7	337
2004	46	49	53	39	42	68	35	67	13	48	55	36	551
2005	7	52	8	96	41	48	85	124	74	14	33	74	656
2006	51	39	35	23	82	83	30	118	29	14	15	4	523
2007	31	46	39	4	58	61	21	48	31	55	47	25	466
2008	32	00	38	35	39	137	156	19	64	17	29	53	619
2009	12	25	26	1	30	40	20	29	22	39	73	65	382
2010	66	47	14	35	130	102	46	56	109	37	66	33	741
50 éves átlag	35	30	30	45	59	69	63	52	46	42	53	44	568

151. táblázat. A csapadék megoszlása negyedévenként és a tenyészidő alatt, mm.
Órbottyán, 1961 – 2010.

Időszak Évek	Éves összeg	Negyedévi összegek*				Tenyészidő alatt	
		I.	II.	III.	IV.	IV-IX.hó	X-VI.hó
1961	509	59	200	68	182	268	-
1962	646	208	94	92	252	186	484
1963	621	85	240	190	106	430	577
1964	698	74	209	154	261	363	389
1965	951	78	299	320	254	619	638
1966	796	123	190	263	220	453	567
1967	439	56	210	90	83	300	486
1968	506	57	101	234	114	335	241
1969	641	182	167	120	172	287	463
1970	673	164	168	227	114	395	504
1971	516	93	211	159	53	370	418
1972	772	65	337	313	57	650	455
1973	464	69	224	86	85	310	350
1974	616	79	121	164	252	285	285
1975	653	59	159	294	141	453	470
1976	843	111	142	292	298	434	394
1977	707	227	185	188	107	373	710
1978	579	108	235	145	91	380	450
1979	701	199	193	106	203	299	483
1980	690	130	179	116	265	295	512
1981	612	82	163	165	202	328	510
1982	456	79	123	110	144	233	404
1983	416	110	156	74	76	230	410
1984	604	112	206	157	129	363	394
1985	546	89	199	124	134	323	417
1986	385	120	99	43	123	142	353
1987	597	125	266	99	107	365	514
1988	456	116	118	139	83	257	341
1989	488	66	234	130	58	364	383
1990	438	72	122	100	144	222	252
1991	645	68	179	233	165	412	391
1992	341	55	84	62	140	146	304
1993	482	24	48	147	263	195	212
1994	427	72	165	114	76	279	500
1995	638	106	187	218	127	405	369
1996	445	73	132	149	91	281	332
1997	291	55	112	51	73	163	258
1998	717	49	276	223	169	499	398
1999	593	49	152	259	133	411	370
2000	292	45	71	85	91	156	249
2001	753	125	333	216	79	549	365
2002	483	33	117	209	124	326	229
2003	337	67	52	87	131	139	243
2004	551	148	149	115	139	264	280
2005	656	67	185	283	121	468	391
2006	523	125	188	177	33	365	434
2007	466	116	123	100	127	223	272
2008	619	70	211	239	99	450	408
2009	382	63	71	71	177	142	233
2010	741	127	267	211	136	478	571
50 éves átlag	568	95	173	160	140	333	401

* Naptári hónapok: 1. I. + II. + III. hó összege; 2. IV. + V. + VI. hó összege
3. VII. + VIII. + IX. hó összege; 4. X. + XI. + XII. hó összege

2. A kísérelt beállításának háttere

Ezúton a karbonátos homok talajon beállított terhelési kísérletet ismertetjük. A kísérlet olyan talajszennyezettségi szinteket reprezentál, melyek ipari létesítmények, autóutak és települések szennyezett környezetében ma is előfordulnak vagy a jövőben előfordulhatnak. Szennyező forrásul ásványi sókat alkalmaztunk lehetőleg oldható formában, hogy a potenciális toxicitás jobban vizsgálható legyen. Döntő jelentőségű ugyanis az ionos formák talajbani átalakulásának megismerése. Az első évben a sárgarépa fejlődését, termésének és összetételének alakulását vizsgáljuk szennyezett talajon, növekvő Cr(VI), Cr(III), Cu, Pb és Zn sóterhelést alkalmazva. Kiemelt figyelmet fordítunk a sóformákra. Ismert, hogy a Cr(III) vegyületei nem mérgezőek.

A börtgyári szennyvíziszap akár %-os mennyiségben tartalmazhat Cr-ot, melyet trágyaként adva még az extrém nagy, több száz kg/ha Cr-terhelés sem okoz terméscsökkenést vagy érdemi Cr-dúsulást a növényben (*Debreczeni és Izsáki 1985, Izsáki és Debreczeni 1987, Kádár és Morvai 2007, 2008*). A Cr(III) forma az általános vélemény szerint nem jelent veszélyt a táplálékláncra, a kilúgzásnak sincs alávetve.

Mezőföldi mészlepedékes csernozjom talajon a Cr(VI) formát alkalmaztuk K_2CrO_4 só alakjában. A Cr(VI) a humuszos feltalajban részben Cr(III) formában megkötődött, redukálódott. Más része viszont a mélyebb rétegekbe mosódott, ahol kicsi a szervesanyag mennyisége és mészben igen gazdag, ezért nem tud Cr(III) formává alakulni. Idővel ha eléri a talajvizet, ott évtizedeken keresztül potenciálisan mérgező maradhat. Cr(VI) keletkezhet a Cr(III) tartalmú hulladékok elégetésekor, ezért nem javasolt pl. a börtgyári hulladékok égetése (*Prokisch 2007*).

Saját vizsgálataink többirányú célt követnek. A társtudományok képviselőinek bevonásával az alábbi problémák felvetését kezdeményeztük:

- Egyes elemek viselkedése a talajban: megkötődés, kilúgzás, talajbani átalakulás;
- Egyes elemek hatása a talajéletre: talajbiológiai aktivitás változása, talajlakó mikroszervezetek populációjának alakulása, rhizoszféra vizsgálatok stb.;
- Egyes elemek hatása a növényekre: termés, minőség, betegség-ellenállóság, gyomosodás alakulása; szárazság- és fagytűrés, megdőlési hajlam változása;
- Egyes elemek akkumulációja a növényi szövetekben, transzportja. Fitotoxicitási határkoncentrációk megállapítása növényfajra;
- A kísérletben termett szennyezett növényi anyaggal állatetelési kísérletek végzése, ill. az egyes elemek mozgásának figyelemmel kísérése a talaj-növény-állat rendszerben.

3. A kísérlet módszere

Kísérletünket 1995 tavaszán állítottuk be az MTA ATK TAKI Órbottyáni Kísérleti Telepén, mely a Duna–Tisza közti homokhátság északi részén, a Gödöllői-dombvidék pereméhez közel helyezkedik el. A talajvíz tükre 5–10 m mélyen található, a talajképződési folyamatokat, illetve a trágyahatásokat nem befolyásolja. A termőhely a homoktalajokra jellemzően rossz vízgazdálkodású, aszályérzékeny, heterogén és a főbb tápelemekkel (NPK) gyengén ellátott. A szántott réteg 0,7–1,0% humuszt és 2–3% CaCO_3 -ot tartalmaz. A humuszos réteg a ráhordásokkal 1 m mélységig terjedhet. A CaCO_3 -mennyiség a 2 m körüli mélységben elérheti a 10%-ot. A $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 7,2–7,3, a $\text{pH}(\text{KCl})$ 7,0 körüli átlagosan a feltalajban, az Arany-féle kötöttségi szám (K_A) 25–26.

Az alkalmazott mikroelemek sóit $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, CuSO_4 , $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, Na_2SeO_3 és ZnSO_4 formájában egy ízben, a kísérlet indulásakor 1995 tavaszán parcellánként kézzel kiszórtuk és beszántottuk. Az adagok 0, 30, 90 és $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ elemterhelést jelentettek. A 6 elem \times 4 terhelési szint = 24 kezelést 3 ismételtsben állítottuk be 72, egyenként $7 \times 5 = 35 \text{ m}^2$ méretű parcellán, amelyek összes területe 2520 m^2 . A parcellákat oldalirányban 1-1 m, hosszirányban (művelés iránya) 2-2 m út választja el egymástól a jobb megközelíthetőség és a talajáthordás megakadályozása céljából. Az utak és szegélyek területe 1736 m^2 , a kísérlet teljes területe 4256 m^2 . Kezeléseket és az alkalmazott sóformákat, adagokat a 152. táblázat szemlélteti. A kísérlet osztott parcellás (split plot) elrendezésű, ahol a főparcellákat az egyes elemek, az alparcellákat az elemek dózisaik jelentik.

152. táblázat. A mikroelem-terhelési kísérlet kezelése 1995-ben

Elem Jele	Terhelés elemben kg/ha 1995 tavaszán				Alkalmazott sók formája
	1	2	3	4	
Cr(III)	0	30	90	270	$\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$
Cr(VI)	0	30	90	270	$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$
Cu	0	30	90	270	CuSO_4
Pb	0	30	90	270	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$
Se	0	30	90	270	Na_2SeO_3
Zn	0	30	90	270	ZnSO_4

Összes parcellaszám: $6 \times 4 = 24$ kezelés \times 3 ismételtes = 72. Parcellák mérete 35 m

Alaptrágyaként évente 100 kg N , $100 \text{ kg P}_2\text{O}_5$ és $100 \text{ kg K}_2\text{O}$ hatóanyagot alkalmazunk egységesen az egész kísérletben NH_4NO_3 , szuperfoszfát, illetve kálisó formájában. A N műtrágyát megosztva felét őszi a PK műtrágyával együtt szántás előtt szórjuk ki, míg a N másik felét tavasszal vetés előtt (tavaszi növények) vagy fejtrágyaként (őszi vetésű növények) juttatjuk ki. Talajművelés az üzemekben szokásos módon történik. Talajfertőtlenítést és vegyszeres gyomirtást általában nem végzünk. A növényállomány fejlődését, illetve a kezeléshatásokat nyomon követve többszöri bonitálásra is sor kerülhet a tenyészidő során. A növényi sorrendet a 153. táblázat tekinti át.

A talajok alapvizsgálatait a *MÉM NAK (1978)*, illetve *Baranyai et al. (1987)* által ismerttetett módon végezzük. A $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ feltárással becsült „összes” elemtartalmat az *MSZ 21470-50 (2006)* sz. szabvány szerint határozzuk meg. Az NH_4 -acetát+EDTA oldható elemtartalmakat *Lakanen és Erviö (1971)* módszerével, a N-t $\text{cc.H}_2\text{SO}_4 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ feltárással az *ISO 11261 (1995)* szerint módosított *Kjeldahl (1891)* eljárással vizsgáljuk. A növénymintákat szintén $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ elegyével roncsoljuk, illetve a N-tartalmat Kjeldahl módszere nyomán határoztuk meg. Rutinszerűen 20-25 elemet vizsgálunk a talajban és a növényi anyagban ICP technikát alkalmazva. A laborvizsgálatokat megelőzően a talaj- és növényminták 40-50 °C-on való szárítását és homogenizálását a kísérleti telepen végeztük.

153. táblázat. Növényi sorrend a mikroelem-terhelési kísérlet első 16 évében

(1) N.	(2) Év	(3) Növényfaj	(1) N.	(2) Év	(3) Növényfaj
1.	1995	Sárgarépa	9.	2003	Mustár
2.	1996	Borsó	10.	2004	Lucerna
3.	1997	Búza	11.	2005	Lucerna
4.	1998	Napraforgó	12.	2006	Lucerna
5.	1999	Sóska	13.	2007	Lucerna
6.	2000	Őszi árpa	14.	2008	Lucerna
7.	2001	Repce	15.	2009	Gyep
8.	2002	Kukorica	16.	2010	Gyep

Table 153. Crop sequence in the microelement experiment set up on calcareous sandy soil in Órbottyán. (1) No. (2) Year. (2) Crop species. 1. Carrot; 2. Pea; 3. Winter wheat; 4. Sunflower; 5. Garden sorrel; 6. Barley; 7. Rape; 8. Maize; 9. Mustard; 10-14. Alfalfa; 15-16. Grasses

A 2000. évben a mélységi talajmintavétel a fúrólukakból patronos kiemeléssel történt, parcellánként 5-5 fúrás reprezentált egy átlagmintát rétegenként. A parcellák szegélyétől 1-1 m-t elhagyva és az átló mentén haladva jelöltük ki a fúrólukakat a nettó területen. Kezelésenként 2-2 ismétlést mintáztunk, így a Cu, Pb, Zn elemeknél a 2 ismétlés = 6 parcella x 3 réteg = 18 átlagmintát, illetve az 5-5 fúrással 90 patron kiemelését jelentette. A Cr(III), Cr(VI), Se esetében a 2 ismétléssel 6 parcella x 9 réteg = 54 átlagmintát nyertünk, mely 240 mintavételi pontot/kiemelést reprezentált, illetve 240 patron talajanyagát foglalta magában. A növények betakarítása után a fúrólukak környékét megöntöztük, hogy a szántott felszíni réteget átnedvesítsük. Ezzel is csökkent a beomlás, illetve a mélyebb rétegek szennyeződésének veszélye, illetve a patronos kiemeléssel a szennyeződést kiküszöbölhettük.

4. Kezelések hatása a talajra

Ami a talajvizsgálatot illeti, a nettó parcellák területén 20-20 pontminta/lefűrés egyesítésével képezzünk reprezentatív átlagmintákat. A mikroelemek kilúgzásának nyomon követésére esetenként mélyfűrészeket végzünk.

Talajvizsgálatok eredményei 1995-ben

Lássuk miképpen változott a szántott réteg $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ feltárással becsült „összes” elemkészlete a kezelések függvényében. Feltesszük, hogy a talajba vitt 3 kg/ha elem a szántott réteg 3 millió kg/ha tömegében 1 mg/kg növekményt okozhat elvileg. Amint a 154. táblázatban látható, a talaj eredeti 20 mg/kg Zn készlete a 270 kg/ha, azaz 90 mg/kg hozzáadott Zn terhelés nyomán 100 mg/kg érték fölé emelkedik. A vizsgálatok hibáját is figyelembe véve megállapítható, hogy a bevitt Zn közel teljes mennyisége e módszerrel kimutatható a bevitel helyén az 1. év után. Hasonló mondható el lényegében a Cr(III), Cr(VI), Pb és Cu elemekre. A Se esetében mintegy 50%-ra becsülhetjük a szántott réteg Se-dúsulását. A másik 50% körüli mennyiség részben a szántott réteg alá mosódhatott az esővízzel, illetve részben légköri elillanást szenvedhetett. A növényi felvétel ugyanis elhanyagolható volt.

154. táblázat. Kezelések hatása a szántott réteg $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ oldható „összes” elemtartalmára 1995. 09.25-én (Karbonátos homoktalaj, Órbottyán)

(1) Kezelés Jele	(2) Terhelés kg/ha 1995 tavaszán				(3) $\text{SzD}_{5\%}$	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Zn	20	34	57	103	25	53
Cr(III)	10	24	44	138	42	54
Cr(VI)	10	15	35	109	40	42
Pb	8	18	36	85	20	37
Cu	5	23	49	124	46	50
Se	<1	6	17	43	13	16

Egyéb elemek átlagos tartalma: Fe 0,89%, Al 0,56%, Ca 0,54%, Mg 0,28%. A K 862, P 426, Mn 243, S 97, Na 37, Ba 30, Sr 20, Ni 9, Co 3, B 1, Cd és Mo 0,2 mg/kg.

Table 154. The effect of treatments on the "total" $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ -soluble element content of the ploughed layer on 25/09/1995, (Calcareous sandy soil, Órbottyán). (1) Treatment, (2) kg ha^{-1} load in spring 1995, (3) $\text{LSD}_{5\%}$, (4) Average. Average amount of other elements: Fe 0,89%, Al 0,56%, Ca 0,54%, Mg 0,28%. A K 862, P 426, Mn 243, S 97, Na 37, Ba 30, Sr 20, Ni 9, Co 3, B 1, Cd Mo 0,2 mg kg^{-1} .

Talajvizsgálatok eredményei 1996-ban

A 2. év végén végzett talajelemzéseink szerint NH_4 -acetát+EDTA-oldható formában rendkívül kicsi Cr-akkumuláció jelentkezett a szántott rétegben. A Cr(III)-kezelésben 0,7 mg/kg a dúsulás a maximális 270 kg/ha (azaz kb. 90 mg/kg bevitel/terhelés) hatására, tehát kevesebb, mint 1%-os az akkumuláció. A Cr(VI)-kezelésben ez az érték kerekén 1,6%. Az ily módon becsült kimutathatóság a maximális Se-terhelésnél 16%, az Pb esetén 30%, a Zn esetében 56%, míg a Cu teljes bevitt mennyisége (100%-a) ebben az oldható formában megtalálható (155. táblázat).

Ez az oldhatóság nem függ össze közvetlenül a növény által felvett mennyiséggel. Amint láttuk, pl. a Cu-felvétel a rézzel szennyezett talajon sem nőtt érdemben a borsó szerveiben. A 10/2000. (V. 2.) KöM–EüM–FVM–KHVM rendelete szerint „B” szennyezettségi küszöbnek minősül a 75 mg Cr(III) és Cu/kg, a 100 mg Pb/kg, ill. a 200 mg Zn/kg talaj mennyiség. A határkoncentrációk az „összes” mennyiségre vonatkoznak, nem az oldható tartalomra. A talaj „összes” és oldható Cu-tartalma egyaránt meghaladta a szennyezettségi küszöbértéket anélkül, hogy terméscsökkenés vagy érdemi káros Cu-dúsulás lépett volna fel a növényben. Megemlítjük, hogy az egyéb elemek NH_4 -acetát+EDTA-oldható tartalma átlagosan a következő értékeket adta: Ca: 3129; Mg: 209; Mn: 120; P_2O_5 : 110; Fe: 59; K_2O : 48; Al: 36; Sr: 11; Na: 10; S: 9; Ba: 6; Co és Ni: 0,8–0,9; B: 0,5 mg/kg. Az As-, Cd-, Hg- és Mo-tartalmak a 0,1 mg/kg méréshatár körül vagy alatta maradtak.

155. táblázat: Mikroelem-kezelések hatása a karbonátos homoktalaj szántott rétegének NH_4 acetát+EDTA-oldható elemtartalmára (mg/kg) 1996-ban

(1) Elem	(2) Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Cr(III)	0,07	0,26	0,44	0,76	0,25	0,38
Cr(VI)	0,09	0,28	0,57	1,49	0,25	0,61
Cu	1,29	3,79	16,1	93,6	25,5	28,7
Pb	3,23	5,81	14,0	29,6	8,94	13,2
Se	0,40	3,07	5,72	14,4	0,95	5,92
Zn	1,60	5,01	26,9	51,9	15,65	21,3

Megjegyzés: Egyéb elemek NH_4 -acetát+EDTA-oldható tartalma átlagosan: Ca: 3129; Mg: 209; Mn: 120; P_2O_5 : 110; Fe: 59; K_2O : 48; Al: 36; Sr: 11; Na: 10; S: 9; Ba: 6; Co és Ni: 0,8–0,9; B: 0,5 mg/kg. Az As-, Cd-, Hg- és Mo-tartalmak a 0,1 mg/kg méréshatár körül vagy alatta maradtak

Table 155. Effect of microelement treatments on the NH_4 -acetate+EDTA-soluble element content (mg/kg) in the ploughed layer of calcareous sandy soil. (1) Element. (2) Microelement loads in spring 1995, kg/ha. (3)–(4): See Table 154.

Talajvizsgálatok eredményei 1998-ban

A betakarítás után vizsgáltuk a szántott réteg NH_4 -acetát+EDTA-oldható elemtartalmát. Amint a 156. táblázatban látható, a Cr(III)-kezelésben az adott króm mennyiségének átlagosan alig mintegy 0,5%-a, a Cr(VI)-kezelésben kb. 1%-a mutatható ki ezzel a módszerrel a feltalajban a kísérlet 4. éve után. A Se esetében ez a dúsulás 1,5% körülire tehető. A Cr(VI) és a Se feltehetően az altalajba mosódott, illetve részben Cr(III) formában megkötődhetett a feltalajban. A jelenség tisztázása további vizsgálatokat igényel. A Cu, Pb és Zn elemek bevitt mennyiségének átlagosan 1/3-át találtuk oldható formában a szántott rétegben. Becsléseinknél abból indultunk ki, hogy $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dúsulás $3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ adagnak felelhet meg, ha a szántott réteg tömegét 3 millió $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ -nak tekintjük. Az egyéb vizsgált elemek oldható tartalma az alábbi volt átlagosan: Ca 3200, Mg 208, Mn 120, K_2O 72, Fe 60, P_2O_5 124, Al 32, Sr 12, S 8, Ba 6, Na 2, Ni 1, Co 0,8 és a B 0,4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Az As, Cd, Hg és Mo a 0,1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ méréshatár alatt maradt.

156. táblázat. Kezelések hatása az Őrbottyáni karbonátos homoktalaj szántott rétegének NH_4 -acetát+EDTA-oldható elemtartalmára 1998-ban (a 4. év után)

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1995 tavaszán, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$				(3)	(4)
	0	30	90	270	SzD _{5%}	Átlag
Cr(III)	0,04	0,16	0,23	0,61	0,16	0,26
Cr(VI)	0,05	0,28	0,49	0,78	0,22	0,40
Cu	1,30	4,16	14,40	30,13	12,04	12,50
Pb	2,90	5,56	13,79	32,13	8,57	13,60
Se	0,10	0,19	0,58	1,63	0,71	0,63
Zn	1,12	3,80	10,43	30,11	6,40	11,36

Megjegyzés: Az egyéb elemek átlagos tartalma: Ca 0,32%; Mg 208, Mn 120, K_2O 72, Fe 60, P_2O_5 124, Al 32, Na 2, Ni 1, Co 0,8 és B 0,4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Az As, Cd, Hg és Mo a 0,1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ méréshatár alatt

Table 156. Effect of treatments on the NH_4 -acetate + EDTA-soluble element contents in the ploughed layer of a calcareous sandy soil in Őrbottyán in 1998 (after the 4th year). (1) Element, (2) kg ha^{-1} load in spring 1995, (3) LSD_{5%}, (4) Average. Note: Mean content of other elements.

Talajvizsgálatok eredményei 1999-ben

Az 5. év végén végzett talajelemzéseink szerint NH_4 -acetát+EDTA oldható formában igen kicsi Cr-akkumuláció jelentkezett a szántott rétegben (157. táblázat). A maximális 270 kg/ha , azaz 90 mg/kg talajterhelés nyomán mintegy 0,7 mg/kg értékkel nőtt az oldható Cr készlete. Tehát kevesebb, mint 1%-ot tükröz az akkumuláció átlagosan a bevitt mennyiséghez képest. A Cr(VI) kezelésben ez a dúsulás kétségtelenül jobban kimutatható. A Se esetében szintén egy nagyságrendet elérő, de kis dúsulás figyelhető meg. A maximális 90 mg/kg terhelésnél 2 mg/kg a növekmény, tehát 2,2%-át találjuk a szántott rétegben e módszer szerint vizsgálva. Hasonló módon becsülve, kereken a maximálisan adott

Zn 20%-át, Pb 38%-át, illetve a Cu 44%-át tudtuk ily módon nyomon követni. A vízdíszítő Cr(VI) és a Se része az altalajba mosódhatott, illetve a Cr(VI) Cr (III) formában megkötődhetett. A Zn, Pb és Cu szintén e módszerrel ki nem mutatható vegyületekké alakulhatott a talajban.

157. táblázat. Kezelések hatása a szántott réteg NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalmára 1999-ben

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Cr(III)	0,03	0,19	0,34	0,58	0,12	0,29
Cr(VI)	0,07	0,27	0,52	0,81	0,12	0,42
Cu	1,26	4,78	12,1	41,2	6,46	14,83
Pb	2,97	6,15	14,1	37,0	4,04	15,04
Se	0,29	0,69	1,10	2,31	0,34	1,10
Zn	1,21	3,35	9,02	18,82	3,61	8,10

Table 157. The effect of treatments on the NH₄-acetate+EDTA-soluble element content of the ploughed layer in 1999. (1) Element, (2) Load in spring, 1995 kg ha⁻¹, (3) LSD_{5%}, (4) Mean.

Talajvizsgálatok eredményei 2000-ben

A kontroll és a maximális 270 kg/ha adagú kezelések parcelláin mélyfúrásokat végeztünk a vertikális mozgás nyomon követésére. A kevésbé mozgékony Cu, Pb és Zn elemeknél 30 cm-enként 90 cm-ig, míg a Cr(VI), Cr(III) és Se kezelésekben 30 cm-enként 290 cm mélységig mintáztuk a talajszelvényeket.

A kontroll és a 270 kg/ha kezelés hatását a 0-90 cm talajréteg cc.HNO₃+cc.H₂O₂ feltárással becsült „összes” elemtartalmára a 158. táblázatban tanulmányozhatjuk. A bemutatott eredmények alapján megállapítható, hogy:

1. A Cr(III) kezelésben a Cr a 0-30 cm-es rétegben dúsult. A kontrollhoz viszonyított dúsulás 36 mg/kg, mely az adott 90 mg/kg Cr(III) 40%-ára tehető.
2. A Cr(VI) kezelésben a 0-90 cm-es réteg dúsult. A dúsulás 30 mg/kg ebben a rétegben, mely az adott 90 mg/kg Cr(VI) 1/3-ára tehető. A mélyebb rétegekbe való kimosódás nem kizárt.
3. A Cu a feltalajban megkötődött, e módszerrel mintegy 50%-a azonosítható többletként.
4. Az Pb a feltalajban megkötődött, e módszerrel 29%-a azonosítható többletként.
5. A Se-tartalom maximumát a 30-60 cm-ben találjuk. Az adott 90 mg/kg Se kb. 42%-a maradt a 0-90 cm rétegben. Az altalaj szennyeződése nem zárható ki.
6. A Zn a mérések hibáját figyelembe véve alapvetően a szántott rétegben maradt, és mintegy 50%-ra becsülhető a 0-90 cm-ben kimutathatósága.

A Fe 11200, Al 11000, Ca 8800, Mg 4000, K 2000, Mn 400, P 350, S 90, Na 70, Ba 40, Sr 24, Ni 10, Pb 6, Co 5, B 4, As 3 mg/kg átlagosan. A Cd, Hg, Mo, Sn általában e módszerrel 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt maradt.

158. táblázat. A kontroll és a 270 kg/ha kezelés hatása a 0-90 cm talajréteg cc.HNO₃+cc.H₂O₂ feltárással becsült „összes” elemkészletére 2000-ben, mg/kg

Mintavétel mélysége, cm	Alkalmazott kezelések					
	Cr(III)	Cr(VI)	Cu	Pb	Se	Zn
Kontroll (szennyeztelen) talaj						
0-30	12	12	5	8	<0,6	20
30-60	11	11	5	7	<0,6	18
60-90	12	12	6	6	<0,6	23
270 kg/ha terhelés 1995 tavaszán						
0-30	54	36	50	34	10	50
30-60	15	24	6	7	21	27
60-90	20	24	8	9	7	30
SzD _{5%}	6	6	5	5	-	10

Megjegyzés: Fe 11200; Al 1100; Ca 8800; Mg 4000; K 2000; Mn 400; P 350; S 90; Na 70; Ba 40; Sr 24; Ni 10; Pb 6; Co 5; B 4; As 3 mg/kg átlagosan. A Cd; Hg; Mo; Sn 0,1 mg/kg kimutatósi határ alatt.

Table 158. Effect of the control and 270 kg·ha⁻¹ treatments on the “total” element content of the 0–90 cm layer of the calcareous sandy soil in Órbottyán, estimated by digestion with cc. HNO₃+cc. H₂O₂ in 2000, mg·ha⁻¹. (1) Sampling depth, cm. a) LSD_{5%}. (2) Treatments applied. A. Control (uncontaminated) soil. B. Load rate of 270 kg·ha⁻¹ in spring 1995.

Az NH₄-acetát+EDTA oldható elemfrakciókat a 0-290 cm rétegben kísértük figyelemmel a kontroll és a 270 kg/ha terhelésű parcellák szelvényeiben. Látható a 159. táblázatban, hogy a Cr szennyeztelen talajon a mélyebb rétegekben dúsul, Cu a humuszos talajszintekhez kötődik döntően, a Se többé-kevésbé egyenletesen oszlik meg a szelvényben, míg az Pb és a Zn a szántott rétegben halmozódik fel. Utóbbi két elem akkumulációja a környezetszennyezést tükrözheti. Az 1980-as években csapadékkal átlagosan 200 g/ha/év volt a Zn, illetve 70 g/ha/év az Pb ülepedése. Sűrűn lakott és ipari körzetekben az Pb-terhelés többszörösét mérték hazánkban az Pb-mentes benzín bevezetése előtti évtizedekben (Mészáros et al. 1993, Horváth és Mészáros 1984).

Saját, 3 éven át végzett csapadékelemzéseink szerint a Vác és Budapest közelsége miatt az Órbottyán Kísérleti Telepen 2005-2008 között a Zn-terhelés a 264 g/ha/év mennyiséget is elérte vagy meghaladta. Az Pb-terhelés ugyanakkor már csak 6-7 g/ha/év maximummal volt jellemezhető. Az uralkodó É-Ny-i szelek nyomán a Váci Cementgyár jelentős szennyező forrás. A légköri talajterhelés az alábbi értékekkel volt jellemezhető a 3 év átlagában: 34 kg N, 30 kg Ca, 10 kg K és S, 7 kg Mg és Na, 3 kg P, 96 g Sr, 72 g Cu, 65 g Ba, 60 g Fe, 48 g Mn, 12 g B, 8 g Ni, 2 g As és Mo, 1 g Cr és 0,6 g Cd.

Szennyezett kezelt talajon a Cr(III) kezelésben a Cr a 0-30 cm feltalajban maradt. A kontrollhoz viszonyítva az oldható frakció 0,36 mg/kg többletet jelez, mely a 90 mg/kg terhelés 0,4%-át jelentené. A Cr(VI) kezelésben az egész szelvényben dúsul a Cr és maximumát már a 260 cm alatti rétegben találjuk. A 0-290 cm réteg oldható Cr-tartalmának kontrollhoz viszonyított összes többlete 3 mg/kg körüli, mely az adott 90 mg/kg Cr(VI) vízdoldható formának mintegy a 3%-a. Feltehető, hogy az oldható kromát nagyobb része az elmúlt 6 esztendő alatt részben megkötődött, részben a vizsgált 290 cm réteg alá mosódott. Mivel a vizsgálatok hibáját szabatosan nem lehet megítélni, csak a „meggyőző” trendekre támaszkodhatunk. Ebből adódóan az ilyen módon levont következtetéseink és hozzávetőleges számításaink nem tekinthetők objektíveknek.

159. táblázat. Kontroll és a 270 kg/ha kezelés hatása a 0-290 cm talajréteg NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalmára 2000-ben, mg/kg

Mintavétel, cm	Cr (III)	Cr (VI)	Cu	Pb	Se	Zn
Szennyezetlen kontroll talaj						
0-30	0,05	0,06	1,6	2,8	0,28	1,89
30-60	0,08	0,07	1,8	2,1	0,26	0,48
60-90	0,04	0,05	1,8	1,3	0,17	0,37
100-130	0,06	0,07	1,1	1,1	0,25	0,56
130-160	0,19	0,17	0,6	1,1	0,08	0,48
160-190	0,11	0,10	0,4	1,0	0,15	0,28
200-230	0,05	0,06	0,5	1,2	0,15	0,40
230-260	0,14	0,12	0,3	1,4	0,16	0,80
260-290	0,14	0,12	0,2	1,3	0,26	0,94
Átlag	0,10	0,09	0,90	1,5	0,20	0,70
270 kg/ha terhelés 1995 tavaszán						
0-30	0,41	0,81	32,9	27,0	2,85	16,09
30-60	0,08	0,14	1,8	2,0	5,09	0,52
60-90	0,07	0,13	2,0	1,6	1,34	0,29
100-130	0,05	0,14	0,9	1,2	0,61	0,50
130-160	0,13	0,15	0,4	1,2	0,93	0,50
160-190	0,13	0,18	0,3	1,1	1,27	0,30
200-230	0,14	0,54	0,4	0,8	0,84	0,40
230-260	0,13	0,76	0,2	1,4	0,65	0,70
260-290	0,13	1,00	0,2	1,2	0,42	0,90
Átlag	0,14	0,43	4,3	4,2	1,56	2,24

Table 159. Effect of the control and 270 kg·ha⁻¹ treatments on the NH₄-acetate+EDTA-soluble element content of the 0–290 cm layer of the calcareous sandy soil in 2000, mg·ha⁻¹. (1) Sampling depth, cm. a) Mean. (2) Control (uncontaminated) soil. (3) Load rate of 270 kg·ha⁻¹ in spring 1995.

A Cu, Pb és Zn egyértelműen a bevitel helyén a feltalajban maradt. Az adott 90 mg/kg terhelésnek a Cu esetében mintegy 35%-a, az Pb esetében 27%-a, a Zn esetén 16%-a mutatható ki többletként a kontrollhoz képest, NH₄-acetát+EDTA formában. A vízdoldható Se a Cr(VI)-hoz hasonlóan az egész vizsgált szelvényben dúsult, maximumát a 30-60 cm-es rétegben találjuk. Az egész vizsgált 0-290 cm réteg kontrollhoz viszonyított Se-többlete 12 mg/kg körüli, mely a 6 évvel korábban adott 90 mg/kg terhelés 13-14%-ára tehető. Nem ismert a 290 cm alá mosódott Se mennyisége (159. táblázat).

A 0-290 cm talajprofil kötöttségének (K_A), humusz és CaCO₃ tartalmának, valamint NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalmának vizsgálati eredményeit a 160. táblázat közli. A kötöttség a homoktalajra jellemző 25-26 körüli értéket mutat egyenletesen a szelvényben. A humusz a 60-130 cm rétegben dúsul 1%-ot elérve az eltemetett altalajban. A mélyebb rétegekben megnő a Ca, Mg, S, Sr és Na mennyisége a talajképző kőzet összetételének megfelelően. A 90 cm alatti talajréteg ugyanakkor Mn, Co és B elemekben elszegényedik. A mélységgel érdemben nem változik a Fe, Al, Ba mennyisége. A feltalajt kivéve az As, illetve az egész szelvényt tekintve a Mo, Hg és Sn a méréshatár alatt marad.

A 0-30 cm feltalajban akkumuláció jellemzi a P, K, Sr, S, Cd, As elemeket a szántott réteg alatti talajösszetételhez viszonyítva, mely döntően az emberi tevékenységre

vezethető vissza. Az alkalmazott műtrágyákkal elsősorban a P, S, Sr, As (szuperfoszfát) és K készlete gazdagodhatott a feltalajban. A légköri terheléssel is az elmúlt évszázadban jelentős mennyiségű S, Sr, As és Cd kerülhetett a talaj felszínére. Mivel a növényi felvétel és a kilúgzás elenyésző pl. az As és Cd elemeknél, az 1980-as évekre felállított országos mikroelem mérlegünkben a becsült egyenleg pozitív volt, a bevételi oldal 4-5-szörösen haladta meg a kiadási tételeket. Az As egyenlege 38 g/ha/év, a Cd egyenlege 6,4 g/ha/év többletet jelzett.

160. táblázat. A 0-290 cm talajréteg kötöttsége (K_A), humusz, CaCO_3 , valamint az NH_4 -acetát+EDTA oldható elemtartalma 2000-ben

Mintavétel helye,cm	K_A	Humusz %	CaCO_3 %	NH_4 -acetát+EDTA oldható, mg/kg			
				Mg	P_2O_5	Mn	K_2O
0-30	26	0,7	2,8	188	135	130	97
30-60	26	0,7	2,4	174	13	165	54
60-90	26	1,1	1,0	136	3	126	41
100-130	25	1,0	2,0	299	4	90	30
130-160	25	0,6	4,8	430	3	74	21
160-190	25	0,3	9,9	490	3	62	22
200-230	25	0,1	10,6	718	9	49	30
230-260	25	0,1	10,3	838	2	52	42
260-290	26	0,1	9,8	907	5	56	42
Mintavétel helye,cm	NH_4 -acetát+EDTA oldható, mg/kg						
	Fe	Al	Sr	S	Ba	Na	Ni
0-30	58	30	13	7	6	2	1,1
30-60	56	33	9	2	8	2	2,3
60-90	59	41	4	2	6	2	2,3
100-130	74	36	21	8	6	7	1,4
130-160	81	27	35	9	5	10	0,8
160-190	74	24	30	8	4	10	0,6
200-230	70	24	29	8	6	11	0,6
230-260	82	26	37	15	8	14	0,5
260-290	85	25	36	12	7	13	0,7
Mintavétel helye,cm	NH_4 -acetát+EDTA oldható, $\mu\text{g/kg}$						
	Co	B	Cd	As	Mo	Hg	Sn
0-30	947	290	56	49	<10	<30	<50
30-60	1483	337	35	<10	<10	<30	<50
60-90	1320	275	26	<10	<10	<30	<50
100-130	933	84	19	<10	<10	<30	<50
130-160	615	46	19	<10	<10	<30	<50
160-190	609	11	8	14	<10	<30	<50
200-230	661	<10	19	<10	<10	<30	<50
230-260	574	<10	23	<10	<10	<30	<50
260-290	662	<10	20	<10	<10	<30	<50

Table 160. Upper limit of plasticity according to Arany (K_A), CaCO_3 content and NH_4 -acetate+EDTA-soluble element content of the 0–290 cm layer of the calcareous sandy soil in Órbottyán in 2000. (1) Sampling depth, cm (2) Upper limit of plasticity according to Arany (K_A) (3) Humus % (4) NH_4 -acetate+EDTA-soluble, $\text{mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Talajvizsgálatok eredményei 2006-ban és 2008-ban

Amint a 161. táblázatban megfigyelhető, 2008-ban a kísérlet 14. évében a mikroelemterhelés hatása igazolhatóan tükröződik a szántott réteg „összes” ($\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ feltárással meghatározott) és az NH_4 -acetát+EDTA oldható elemtartalmában egyaránt. Az Pb, Zn, Cu elemek jelentős része oldható formában maradt, míg a Cr(VI), Cr(III), Se elemek szinte alig mutathatók ki ebben a formában a feltalajban.

161. táblázat. Kezelések hatása a szántott réteg „összes” ($\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ feltárás) és NH_4 acetát+ EDTA oldható elemtartalmára 2008-ban, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Kénárús) és NH ₄ -acetát+EDTA kioldás: EDTA kioldás: elemterhelés 2000-ban, mg/kg						
(1) Vizsgált elem	(2) Elemterhelés 1995 tavaszán, kg·ha ⁻¹				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
cc.HNO ₃ +cc.H ₂ O ₂ feltárás						
Zn	22	24	28	40	6	28
¹ Cr	14	18	20	35	6	22
² Cr	11	16	18	29	6	18
Cu	4	6	13	28	5	13
Pb	10	11	14	26	5	15
Se	<1	2	3	3	2	2
NH ₄ -acetát+EDTA kioldás						
Pb	3,3	3,8	7,5	13,1	2,4	6,9
Zn	1,9	3,9	6,1	11,7	2,6	5,9
Cu	1,2	1,8	7,0	20,4	5,0	7,6
¹ Cr	<0,1	0,1	0,2	0,4	0,2	0,2
² Cr	<0,1	0,1	0,2	0,4	0,2	0,2
Se	<0,1	0,1	0,2	0,4	0,2	0,2

Megjegyzés: A kísérlet 12. évében a 2006-ban a Cr(VI) kilúgzási zónája meghaladta a 3 m, míg a Se kilúgzási zónája a 4 m mélységet. A Cr(III), Pb, Zn, Cu kezeléseknél kilúgzás nem volt igazolható az NH_4 -acetát+EDTA módszerrel. ¹Cr=Cr(III), ²Cr=Cr(VI)

Az 5 m mélységig végzett mintavételeink eredményei szerint 2006-ban a kísérlet 12. évében a Cr(VI) kilúgzási zónája meghaladta a 3 m, míg a Se kilúgzási zónája a 4 m mélységet. A Cr(III), Pb, Zn, Cu kezeléseknél kilúgzás nem volt igazolható az NH_4 -acetát+EDTA módszerrel. A Se és a Cr oldható tartalmának adatait 30 cm rétegenként közöljük a kontroll és a 270 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ terhelésű szennyezett talajon a vizsgált talajprofilban (162. táblázat).

162. táblázat. A 0-490 cm talajréteg NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalma a kontroll és a 270 kg·ha⁻¹ terhelésű szennyezett talajon 2006-ban, a kísérlet 12. évében

(1) Mintavétel mélysége, cm	(2) Kontroll talaj, mg·kg ⁻¹		(3) Szennyezett talaj, mg·kg ⁻¹ *	
	Se	Cr	Se	Cr(VI)
0-30	0,28	0,05	0,50	0,55
30-60	0,26	0,05	0,53	0,14
60-90	0,17	0,02	0,39	0,19
100-130	0,25	0,02	0,21	0,12
130-160	0,08	0,04	0,86	0,11
160-190	0,15	0,10	1,36	0,14
200-230	0,15	0,09	1,25	0,18
230-260	0,16	0,10	1,93	0,31
260-290	0,26	0,07	2,04	0,59
300-330	0,12	0,10	1,06	0,42
330-360	0,12	0,14	0,64	0,16
360-390	0,14	0,14	0,49	0,13
400-430	0,16	0,10	0,40	0,10
430-460	0,16	0,10	0,12	0,10
460-490	0,16	0,10	0,10	0,10
Átlag	0,17	0,08	0,79	0,22

*Az altalaj nem szennyeződött az Pb, Cr(III), Cu, Zn kezelésekből

Talajvizsgálatok eredményeinek összefoglalása

Az 1995-ben végzett talajvizsgálatok szerint a szántott réteg cc.HNO₃+cc.H₂O₂ feltárással becsült „összes” Cr, Pb, Cu és Zn tartalma jól tükrözte a bevitt mennyiségeket, a terhelést. A Se esetében mintegy 50%-os dúsulást jelzett a talajvizsgálat az 1. év után. A vízdoldható szelenát esővízzel a szántott réteg alá mosódhatott, illetve részben légköri elillanást szenvedhetett. A téma további vizsgálatokat igényel.

A 2. év végén végzett talajelemzések szerint a maximálisan adott 270 kg/ha Cr(III) alig 1%-a, Cr(VI) 1,6%-a, Se 16%-a, Pb 30%-a, Zn 56%-a, ill. Cu 100%-a volt kimutatható a szántott rétegben NH₄-acetát+EDTA-oldható formában, a kontrollhoz viszonyított elemdúsulásokat figyelembe véve. A réz jó kémiai oldhatósága fordított arányban állt felvehetőségével. A vízdoldható Cr(VI) és Se részben már kimosódhatott a feltalajból. A Cr(III), Pb és Zn e módszerrel már jelentős részben ki nem mutatható formákká alakulhatott a talajban.

A kísérlet 4. éve után NH₄-acetát+EDTA-oldható formában találtuk a karbonátos homoktalaj szántott rétegében a Cr átlagosan 0,5%-át a Cr(III)-kezelésben, illetve mintegy 1%-át a Cr(VI)-kezelésben, a Se 1,5%-át. A Cr(VI) és a Se az altalajba mosódhatott, illetve részben megkötődhetett. A Cu, Pb és Zn elemek bevitt mennyiségének átlagosan 1/3-át találtuk oldható formában.

Az 5 évvel korábban adott Cr kevesebb mint 1%-át, a Se mintegy 2%-át, a Zn 20%-át, Pb 38%-át, illetve a Cu 44%-át találtuk dúsulásként a szántott rétegben NH₄-acetát+EDTA oldható formában. A Cr(VI) és a Se feltehetően, illetve döntően a mélyebb rétegekbe mosódhatott, míg a Zn, Pb és Cu más formákká alakulhatott a talajban.

2000-ben a szennyezett talajon az NH₄-acetát+EDTA oldható Cr a 0-30 cm feltalajban dúsult a Cr(III) kezelésben, míg a Cr(VI) kezelésben a Cr maximumát már a 260 cm alatt találjuk és az egész szelvény szennyeződött. A Cu, Pb és Zn szintén a feltalajban dúsult, tehát a bevitel helyén maradt a kísérlet 6. éve után is. A vízdoldható Se a Cr(VI)-hoz hasonlóan az egész 0-290 cm-ben nyomon követhető volt, de a kilúgzás teljes zónáját a mintavétel nem tudta feltárni.

Az 5 m mélységig végzett mintavételek adatai szerint 2006-ban a kísérlet 12. éve után a Cr(VI) kimosódási zónája meghaladta a 3 m, míg a Se kilúgzása a 4 m mélységet a 270 kg·ha⁻¹ kezeléseknél. A Cr(III), Pb, Zn, Cu elemeknél a vertikális elmozdulás nem volt igazolható.

Summary of the soil analyses

In 1995, the "total" Cr, Pb, Cu and Zn content of the ploughed layer estimated with cc. HNO_3 +cc. H_2O_2 exploration well represented the amounts applied, the load. As for Se, the soil analysis indicated a 50% enrichment after the first year. The watersoluble selenate might have leached under the ploughed layer or it might have partially escaped into the air. This issue calls for further analyses.

Soil analysis at the end of the 2nd year revealed that at most 1% of the Cr(III), 1.6% of the Cr(VI), 16% of the Se, 30% of the Pb, 56% of the Zn and 100% of the Cu from the 270 kg/ha treatments could be detected in the ploughed layer in NH_4 -acetate+EDTA-soluble form, taking into account the increased element concentrations compared with the control. The good chemical solubility of Cu was in inverse proportion with its availability. The water-soluble elements Cr(VI) and Se had already been partially leached from the topsoil. It appears that Cr(III), Pb and Zn had been transformed into forms undetectable using this method.

After the 4th year of the experiment, an average 0.5% of the Cr from the Cr(III) treatment, 1% of that from the Cr(VI) treatment and 1.5% of the Se could be found in NH_4 -acetate+EDTA-soluble form in the ploughed layer of the soil. Cr(VI) and Se may have leached into the subsoil or have become partially bound. On average, 1/3 of the Cu, Pb and Zn quantities added to the soil was detected in soluble form.

Of the elements applied 5 years earlier, less than 1% of Cr, 2% of Se, 20% of Zn, 38% of Pb and 44% of Cu were found in accumulated form in the ploughed layer in NH_4 -acetate+EDTA-soluble form. It is assumed that the majority of the Cr(VI) and Se content was leached into deeper layers, while Zn, Pb and Cu could have transformed into other forms in the soil.

In 2000, soil analysis indicated that the NH_4 -acetate+EDTA-soluble Cr content increased in the 0–30 cm topsoil in the Cr(III) treatment, while in the Cr(VI) treatment the Cr maximum was detected below a depth of 260 cm and the whole soil profile was contaminated. Cu, Pb and Zn also accumulated in the topsoil, remaining at the application site even after the 6th year of the experiment. Like Cr(VI), the water-soluble Se could be detected throughout the 0–290 cm profile examined, so the total extent of the leaching zone could not be determined.

5. Kezelések hatása a termesztett növényekre

Mikroelem-terhelés hatása a sárgarépa 1995-ben

A Vörös Óriás fajtájú sárgarépat március 22-én vetettük el 4 kg/ha vetőmaggal 40 cm sortávra, majd kelés után 10-15 cm tőtávolságra egyeltük és sorközők kapálásával az állományt gyommentesen tartottuk. A betakarítás szeptember 14-én történt.

Mintafelvétel az alábbiak szerint történik. Kapás kultúrákban a nettó parcella területéről szedett átlagminta minimum 20 egyedből vagy növényi részből áll. Kalászos kultúrákban $2 \times 4 = 8 \text{ fm} = 1 \text{ m}^2$ földfeletti növényi anyag képviseli az átlagmintát, reprezentálva a nettó parcella állományát a szem/szalma arány, illetve a növényi összetétel megállapítása céljából. Megemlítjük, hogy a növényminták mosására nem kerül sor, így a porszenyezés lehetősége nem zárható ki a szennyezett talajfelszínből eredően.

A kísérleti terület márciusban 33, áprilisban 38, májusban 37, júniusban 89, júliusban 30, augusztusban 7 mm, azaz a tenyészidő 6 hónapja alatt mindösszesen 234 mm esőt kapott. A nyári szárazság miatt a sárgarépa fejlődésben visszamaradt és a szennyezetlen talajon is csak mérsékelt 20 t/ha körüli friss gyökértermést adott. Ismert, hogy a növény maximális víz- és tápelemigénye éppen az intenzív gyökérfejlődés idején július, augusztus, szeptember hónapokban jelentkezik. A tenyészidő alatt kívánatos a 400 mm körüli csapadékelátottság.

Eredmények értékelése

Az alkalmazott 6 mikroelemső közül a sárgarépa fejlődésére toxikusnak a Cr(VI), Se és Zn kezelés mutatkozott. A Cr(III) és a Zn depresszív hatása csak a legnagyobb 270 kg/ha terhelésnél volt szignifikáns az állománybonitálások és a növényborítás adatai szerint. A Cr(VI) és a Se kezelések mérgező hatása már a legkisebb 30 kg/ha adagnál nyomon követhető, a 90 kg/ha terhelés pedig az állomány kiritkulásához és részbeni pusztulásához vezetett a fiatal korban.

Amint a 163. táblázatban megfigyelhető, június elején a növényborítás szennyezetlen talajon 16-18%-ot ért el, mely a 30 kg/ha Cr(VI) és Se terhelésnél 5% körüli értékre zuhant. A Zn-terhelés depresszív hatása csak a 270 kg/ha adagnál igazolható. A gyomborítás 4% volt a kontroll talajon. Az előforduló főbb gyomfajok átlagos borítottsága csökkenő sorrendben az alábbiak adódott: disznóparéj fajok 1,2%, újjas muhar 1,1%, parlagfű 0,5%, fehér libatop 0,5%, ugari szulák 0,4%. A sárgarépa-hoz hasonlóan a Cr(VI) és Se kezelés 90 kg/ha, illetve a 270 kg/ha adagja a gyomok teljes pusztulását eredményezte. A Cr(III) és a Zn kezelésekben ugyanakkor a gyomborítottság igazolhatóan nem mérséklődött (163. táblázat).

163. táblázat. Toxikus kezelések hatása a sárgarépa fejlődésére, gyomosodására és termésére

Kezelés	Terhelés kg/ha 1995 tavaszán				SzD _{5%}	Átlag
Jele	0	30	90	270		
Bonitálás fejlettsége 1995. 05.30-án						
Cr(III)	3,3	3,3	3,3	2,0	1,3	3,0
Cr(VI)	3,0	2,0	1,0	1,0		1,8
Se	3,7	2,0	1,0	1,0		1,9
Zn	3,7	4,0	2,7	1,7		3,0
Bonitálás fejlettsége 1995. 07.03-án						
Cr(III)	4,0	4,0	3,7	3,3	1,3	3,8
Cr(VI)	4,0	2,0	1,0	1,0		2,0
Se	4,3	2,7	1,3	1,0		2,3
Zn	4,0	4,3	3,7	2,0		3,5
Bonitálás fejlettsége 1995. 09.11-én						
Cr(III)	3,7	4,3	4,0	2,7	1,8	3,7
Cr(VI)	3,7	2,0	1,0	1,0		1,9
Se	4,0	3,0	1,3	1,0		2,3
Zn	4,3	4,3	2,3	1,7		3,2
Növényborítottság 1995. 06.01-én, %						
Cr(III)	17	19	16	15	8	17
Cr(VI)	17	5	1	1		6
Se	16	5	1	1		8
Zn	18	18	13	7		14
Ebből gyomborítottság 1995. 06.01-én, %						
Cr(III)	3,7	3,6	3,5	2,4	2,0	3,3
Cr(VI)	4,7	1,0	0,0	0,0		1,4
Se	4,0	2,1	0,0	0,0		1,5
Zn	4,0	3,8	2,8	3,5		3,4

Bonitálás: 1=igen gyengén fejlett pusztuló állomány, 5=jól fejlett állomány. Előforduló főbb gyomfajok átlagos borítottsága: AMA spp. 1,2%, DIG SA 1,1%, AMB EL 0,5%, CHE AL 0,5%, BIL CO 0,4% (Dr. Radics László felvételezése).

Table 163. The impact of toxic treatments on the development weed status and yield of carrot, (Calcareous sandy soil, Órbottyán, Danube-Tisza mid-region). (1) Treatment, (2) kg ha⁻¹ load in spring 1995, (3) LSD_{5%}, (4) Average, (5) Classification in terms of development stage on 30/05/1995, (6) Classification in terms of development stage on 03/07/1995, (7) Classification in terms of development stage on 11/09/1995, (8) Plant cover on 01/06/1995, %, (9) Weed cover on 01/06/1995, %. Classification: 1=very underdeveloped, perishing crop population, 5=well developed crop population. The average coverage of main weed species: AMA spp. 1,2%, DIG SA 1,1%, AMB EL 0,5%, CHE AL 0,5%, BIL CO 0,4% (Observations of dr. László Radics).

A betakarításkori gyökértermés 16-23 t/ha között ingadozott a szennyezetlen talajon. A 90 kg/ha terhelésnél a termékek látványosan csökkentek, főként a Cr(VI) és Se kezelésekben. A lombtermés 4-6 t/ha volt a kontroll talajon és szintén drasztikus csökkenést mutatott a 90 kg/ha Cr(VI) és Se kezelésekben, míg a 270 kg/ha terhelés mind a gyökér, mind a hajtás pusztulását eredményezte. Utóbbi esetben a talaj teljesen terméketlenné vált. A gyökér/lomb arányának szűkülése

arra utal, hogy a mérgezést a gyökér kifejezettebben jelzi mindhárom kezelésben. A gyökér és a lomb szárazanyag tartalma kisebb volt a mérgezett növényekben, amennyiben ezek a növények kicsik, ritkák és fejlődésben visszamaradtak voltak. A toxicitást főként a töszámcsökkenés, a kiritkulás mutatta. A Se esetében a mérsékelt mérgezéskor a megmaradt gyökerek tömege megkétszereződött a kontrollhoz képest. A Zn szennyezés nem módosította a gyökértömeget. Csupán a 270 kg/ha Cr(VI) és Se adagú parcellán talált néhány túlélő gyökér tömege csökkent látványosan. A Cr(III), Cu és Pb kezelések hatástalannak bizonyultak a növények fejlődésére és termésének alakulására. Szignifikánsan nem tértek el a kontrolltól, ezért részletes közlésüktől eltekintünk (164. táblázat).

164. táblázat. Toxikus kezelések hatása a sárgarépa betakarításkor 1995-ben

Kezelés	Elemterhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
Kód	0	30	90	270		
Friss gyökértermés t/ha						
Cr(VI)	15,9	6,4	1,5	0,1	13,0	6,0
Se	18,5	12,5	3,3	0,2		8,6
Zn	22,9	22,7	9,6	6,6		15,5
Friss lombtermés t/ha						
Cr(VI)	6,3	2,3	0,7	0,1	2,9	2,3
Se	5,8	3,0	1,3	0,1		2,4
Zn	4,0	4,4	4,2	3,4		4,0
Gyökér/lomb tömegaránya						
Cr(VI)	2,5	2,8	2,1	1,0	1,1	2,1
Se	3,2	4,2	2,5	2,0		3,0
Zn	5,7	5,2	2,3	1,9		3,8
Gyökér légszárazanyag %-a						
Cr(VI)	13,3	14,6	14,8	9,4	4,2	13,0
Se	15,1	14,7	13,2	4,4		11,8
Zn	14,4	14,8	13,1	13,2		13,9
Lomb légszárazanyag %-a						
Cr(VI)	20,1	22,6	24,5	14,3	9,2	20,4
Se	25,3	25,0	18,9	6,8		19,0
Zn	25,9	26,9	20,6	19,3		23,2
Friss gyökér g/db						
Cr(VI)	29	22	22	7	22	20
Se	29	56	62	9		39
Zn	36	37	34	31		34

Megjegyzés: Cr(III), Cu és Pb kezelések hatástalanok voltak.

Table 164. The effect of toxic treatments on carrot during harvest in 1995, (Calcareous sandy soil, Órbottyán, Danube-Tisza mid-region). (1) Treatment, (2) kg ha⁻¹ element load in spring 1995, (3) LSD_{5%}, (4) Average, (5) Fresh root yield, t ha⁻¹, (6) Fresh leaf yield, t ha⁻¹, (7) Mass ratio of root/leaf, (8) Air dry matter % of root, (9) Air dry matter % of leaf, (10) Fresh root g pcs⁻¹. Note: The Cr(III), Cu and Pb treatments were ineffective.

A fiatal lomb június 6-án, a gyökérképződés kezdetén nagymennyiségű mikroelemet halmozott fel. A Cr(VI) toxikusabb forma mintegy 50%-kal több Cr-

felvétellel járt együtt a Cr(III) formához viszonyítva, a kezelések átlagában. Nagyságrenddel nőtt a Cu, Pb, Se elemek koncentrációja is a kontrollhoz viszonyítva. A Se-tartalom 56-szorosára, míg a Zn-tartalom 4-5-szörösére emelkedett. Betakarítás idején a koncentrációk általában hígulnak. Kivételt a Se képez, mely mintegy megháromszorozódik a megfelelő kezelésekben. Úgy tűnik a gyökér némileg védett az elemdúsulásokkal szemben, összevetve a földfeletti lombbal. Kisebb a gyökér átlagos Cr és Cu tartalma, a Se-dúsulás pedig csak 30-50%-os a megfelelő kezelésekben a lombban mérthez képest. Az Pb és a Zn átlagok viszont érdemben nem különböznek (165. táblázat).

165. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz sárgarépa összetételére 1995-ben, mg/kg

105. táblázat. Kezelések hatása a legszárazabb sárgarépa összetételére 1995-ben, mg/kg						
Kezelés	Terhelési szintek 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
Jele	0	30	90	270		
Lomb 06.06-án						
Cr(VI)	1	2	5	7	6	4
Cr(III)	1	5	10	19	6	9
Cu	7	14	61	89	16	43
Pb	1	5	8	9	5	6
Se	1	29	48	56	18	34
Zn	23	32	48	102	17	51
Lomb 09.11-én betakarításkor						
Cr(VI)	1	2	3	7	5	3
Cr(III)	1	3	10	16	5	8
Cu	9	14	44	47	9	29
Pb	1	3	5	9	5	5
Se	<1	58	149	*	46	69
Zn	30	38	50	48	9	42
Gyökér 09.11-én betakarításkor						
Cr(VI)	1	2	4	6	4	3
Cr(III)	1	3	6	13	4	6
Cu	7	9	19	24	5	15
Pb	1	3	6	10	5	5
Se	<1	27	56	103	32	35
Zn	20	36	46	66	12	42

*Lomb kipusztult

Table 165. The effect of treatments on the composition of air-dry carrot in 1995, mg kg⁻¹, (Calcareous sandy soil, Órbottyán, Danube-Tisza mid-region). (1) Treatment, (2) kg ha⁻¹ load levels in spring 1995, (3) LSD_{5%}, (4) Average, (5) Leaves on 06/06, (6) Leaves on 11/09, at harvesting, (7) Root on 11/09, at harvesting. *Leaves died out.

Összehasonlításképpen megemlítjük, hogy a mezőföldi mészlepedékes csernozjom vályogtalajon korábban beállított kísérletben a Cr(VI) kezelés toxicitása ellenére a sárgarépa gyökerében és lombjában a Cr koncentrációja 1 mg/kg alatt maradt. A Cu 10 mg/kg, Pb 4 mg/kg, Se 63 mg/kg, Zn 23 mg/kg koncentrációt mutatott a 270 kg/ha terhelés esetén. A sárgarépát 1992-ben, a kísérlet 2. évében termesztettük. A Cr(VI) forma egy része Cr(III) formává alakult a humuszos feltalajban, a vízdoldható kromát (VI) nagyobb része pedig a szántott réteg alá mosódott. A

Na_2SeO_3 szelenit forma CaSeO_4 szelenát formává alakult és a csapadékkal részben szintén a szántott réteg alá került. A Cr, Se, Mo (kromát, szelenát, molibdenát anionformák) rendkívüli mobilitást mutattak a karbonátos mezőföldi csernozjom talajban. A 10. év végén végzett mélyfúrásaink szerint a Mo bemosódása elérte a 160 cm-t, míg a Cr és Se vertikális mozgása meghaladta a 290 cm-t.

A sárgarépa szerveit 24 elemre analizáltuk. A szennyezetlen talajon mért átlagos elemtartalmakat és a felvett elemek mennyiségeit a 166. táblázatban közöljük. A bemutatott adatokból látható, hogy a fiatal hajtás a leggazdagabb a K, N, Fe, Al, Sr, Mn, Ni, Pb, Co elemekben. Az előregedő lombban dúsult a Ca, Mg, S, P, Ba, Zn és Mo, míg a gyökérben a Na. A répafélék közismerten Na-kedvelők. Amennyiben a betakarításkori felvett mennyiségeket vizsgáljuk megállapítható, hogy a lombba épült a Ca, S, Zn és a Mo nagyobb része. Egyéb vizsgált elemek tömege viszont a gyökérben található. Az As, Hg, Se általában 0,1 mg/kg méréshatár körül vagy az alatt maradt.

166. táblázat. A sárgarépa légszáraz szerveinek átlagos összetétele és elemfelvétele szennyezetlen talajon 1995-ben

Elem Jele	Mérték- egység	Hajtás 06.06.	Lomb 09.11-én	Gyökér	Mérték- Egység	Lomb 09.11-én aratáskor	Gyökér	Együtt
K	%	3,97	2,39	2,27	kg/ha	29	59	88
N	%	2,46	2,36	0,99	kg/ha	28	26	54
Ca	%	2,20	3,38	0,62	kg/ha	41	16	57
Mg	%	0,48	0,51	0,32	kg/ha	6	8	14
S	%	0,57	0,59	0,15	kg/ha	7	4	11
P	%	0,34	0,39	0,36	kg/ha	5	9	14
Na	%	0,04	0,15	0,46	kg/ha	2	12	14
Fe	%	0,21	0,10	0,18	kg/ha	1	5	6
Al	%	0,17	0,08	0,14	kg/ha	1	4	5
Sr	mg/kg	130	107	47	g/ha	128	122	250
Mn	mg/kg	129	142	67	g/ha	170	174	344
Ba	mg/kg	43	52	31	g/ha	62	81	143
B	mg/kg	26	52	32	g/ha	62	83	145
Zn	mg/kg	23	30	20	g/ha	36	52	88
Cu	mg/kg	7	9	7	g/ha	10	17	27
Cr	mg/kg	0,8	0,9	0,9	g/ha	1,1	2,3	3,4
Ni	mg/kg	8,8	2,0	2,8	g/ha	2,4	7,3	9,7
Pb	mg/kg	0,9	0,6	0,7	g/ha	0,7	1,8	2,5
Co	mg/kg	0,9	0,5	0,7	g/ha	0,6	1,8	2,4
Mo	mg/kg	0,4	0,6	<0,1	g/ha	0,7	<0,1	0,7
Cd	mg/kg	0,2	0,2	0,1	g/ha	0,2	0,3	0,5

Megjegyzés: As, Hg, Se 0,1 g méréshatár körül vagy alatt. A gyökér 2,6 t/ha, lomb 1,2 t/ha betakarításkori légszárazanyag hozammal számolva.

Table 166. The average composition of the air-dry organs of carrot, as well as its element uptake on unpolluted soil in 1995, (Calcareous sandy soil, Órbottyán, Danube-Tisza mid-region). (1) Element, (2) Measurement unit, (3) Shoot, (4) Leaves, (5) Root, (6) Together, (7) On 06/06, (8) On 11/09, (9) On 11/09, at harvesting. Note: The amounts of As, Hg and Se were around or under limit of determination (0.1 g). The following air-dry yields were considered: root: 2.6 t ha⁻¹, leaves 1.2 t ha⁻¹.

Megemlíthető, hogy a levéldiagnosztikai ellátottsági határértékek szerint (Bergmann 1992) ebben a fejlődési stádiumban optimális ellátottságát a sárgarépának az alábbi koncentrációtartományok jelezhetik: N 2-3,5%, P 0,3-0,5%, K 2,7-4,0%, Ca 1,2-2,0%, Mg 0,3-0,6%, Mo 0,5-1,5 mg/kg, Cu 7-15 mg/kg, Zn és B 30-80 mg/kg, Mn 50-100 mg/kg. A 166. táblázatban közölt és a június 6-án vett hajtásban talált átlagos elemtartalmak általában kielégítő ellátottságról tanúskodnak a legtöbb tápelem tekintetében. Alacsony vagy hiányközeli ellátottság állhat fenn viszont a B, Zn és Mo elemekben.

A 20 t/ha körüli friss gyökértermés a hozzátartozó 5 t/ha lombterméssel mindössze 88 kg K, 57 kg Ca, 54 kg N, 14 kg Mg, Na és P, 11 kg S és 5-6 kg Fe és Al felvételt mutatott. A répafélék viszonylag igényesek a B, Zn és Cu kínálattal szemben. A B 145 g, Zn 41 g, Cu 27 g beépülést jelzett. Adataink iránymutatóul szolgálhatnak a tervezett termés elemigényének számításakor a szaktanácsadásban. Az egyéb mikroelemek közül a Ni kereken 10 g/ha; a Cr, Pb és Co 2-4 g/ha közötti, míg a Mo és Cd becsléseink szerint kevesebb mint 1 g/ha felvételt mutatott.

A 167. táblázatban közölt részletes számításaink szerint a Cr(VI) és a Se kezeléseknél a 30 kg/ha terhelésnél kaptuk a maximális Cr és Se elemfelvételeket. A Cr 3,0 és a Se 51,3 g/ha maximumokat ért el. Ez azt is jelenti, hogy a hasonló szennyezettségű talaj tisztításához, azaz a 30 kg/ha Cr fitoremediációjához változatlan körülményeket feltételezve 10 ezer esztendő, míg a 30 kg/ha Se kivonásához 585 évre volna szükség. A fitoremediáció jelentősebb, pontszerű szennyezés esetén tehát nem minősíthető járható útnak. Még ha rendelkezénk is hiperakkumuláló növényfajokkal az egyes szennyezőket tekintve, a talajtisztítás ilyen módon körülményes és hosszantartó folyamatot feltételezne. A Cr esetében azonban mint ismeretes a növényi felvétel, illetve a táplálékláncban való mozgás is gátolt. A terméscsökkenést nem okozó Cr(III) kezelésben az elért maximális Cr-felvétel 24 g/ha a 270 kg/ha kezelésben. A fitoremediáció időigénye ez esetben 17308 év. A maximális Pb-terhelésnél 10385, a Cu-terhelésnél 4327, a Zn-terhelésnél 1573 év.

Ami a termés szennyezettségét illeti, a 9/2003. (III.13.) ESZCSM (2003) rendelet szárított zöldségre 0,05 mg/kg Hg; 0,5 mg/kg Cd; 1,0 mg/kg Pb és 2 mg/kg As határértéket ír elő. A Cu és Zn elemekre nincs előírás...”mivel e termények és termékek réz- és cink-tartalmát döntő mértékben a természetes réz- és cinktartalom határozza meg. Kivételt képez a réztartalmú növényvédő szerekkel kezelt friss gyümölcs és zöldség, melyekre a réztartalom határértéke 10 mg/kg.” A rendelet a Cr és Se elemre sem tartalmaz útmutatást.

Chaney (1982) szerint a növényi hajtásban már toxikus lehet 20 mg/kg felett a Cr, 25-40 mg/kg felett a Cu, 100 mg/kg felett a Se és 500 mg/kg felett a Zn. A tömegtakarmányokban és az abrakban az egészségügyi maximum: 2 mg/kg Se; 25 mg/kg Cu a juhokra, 100 mg/kg a marhára, 250 mg/kg a sertésre; Zn 300 mg/kg juhokra, 500 mg/kg a marhára, 1000 mg/kg a sertésre. A Cr elemre nem találtunk útmutatást az egészségügyi maximumra, bár Chaney (1982) feltételezi, hogy az állatok abrakjához akár 3000 mg/kg, azaz 0,3% Cr is adható Cr(III) oxid

formában. A fentiek alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a kezelt talajon termett sárgarépagyökér ételmezési vagy takarmányozási célokra egyaránt alkalmatlan lehet az Pb és Se elemdúsulásai miatt.

167. táblázat. Kezelések hatása a sárgarépa becsült elemfelvételére betakarításkor szennyezett talajon 1995-ben

Szénnyezet talajon 1995-ben

Kezelés	Terhelési szintek 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
Jele	0	30	90	270		
Gyökérben, g/ha						
Cr(VI)	2,6	5,2	10,4	15,6	5,8	8,4
Cr(III)	2,1	3,0	1,2	0,1	2,0	1,6
Cu	18,2	23,4	49,4	62,4	22,2	36,4
Pb	2,6	7,8	15,6	26,0	10,4	13,0
Se	1,4	51,3	28,0	8,0	23,3	22,2
Zn	52,0	94,6	119,6	171,6	34,7	105,4
Lombban, g/ha						
Cr(VI)	1,2	2,4	3,2	8,4	2,4	3,9
Cr(III)	1,3	1,5	2,0	1,0	0,8	1,4
Cu	10,8	16,8	52,8	56,4	24,0	34,2
Pb	1,2	3,6	6,0	10,8	4,4	5,4
Se	0,8	46,4	29,8	<0,1	30,5	15,2
Zn	36,0	45,6	60,0	57,6	10,4	49,8
Összesen, g/ha						
Cr(VI)	3,8	7,6	14,0	24,0	8,8	12,4
Cr(III)	3,4	4,5	3,2	1,0	2,9	3,0
Cu	29,0	40,2	102,2	118,8	30,0	70,6
Pb	3,8	11,4	21,6	36,8	10,7	18,4
Se	2,2	97,7	37,8	8,0	44,4	37,4
Zn	88,0	140,2	179,6	229,2	46,0	155,2

Megjegyzés: A gyökér átlagosan 2,6 t/ha, a lomb 1,2 t/ha légszárazanyag hozammal számolva a depressziót nem okozó Cr(III), Cu és Pb kezelésekben.

Table 167. The effect of treatments on the estimated element uptake of carrot at harvesting on polluted soil in 1995, (Calcareous sandy soil, Órbottyán, Danube-Tisza mid-region). (1) Treatment, (2) kg ha⁻¹ load levels in spring 1995, (3) LSD_{5%}, (4) Average, (5) In the root, g ha⁻¹ (6) In the leaf, g ha⁻¹, (7) Total, g ha⁻¹. Note: Average air-dry root yield: 2.6 t ha⁻¹, average air-dry leaf yield: 1.2 t ha⁻¹ in Cr(III), Cu and Pb treatments (which do not cause depression).

Összefoglalás

– A sárgarépa 6 hónapos tenyészideje alatt mindössze 234 mm csapadékot kapott. Aszályos volt a július és augusztus, tehát az intenzív gyökérfejlődés időszaka. Az alkalmazott mikroelemek közül hatástalan volt a Cr(III), Cu és Pb. A Zn depresszív hatása a nagyobb 90 kg/ha, illetve 270 kg/ha terhelésnél jelentkezett. A

Cr(VI) és Se toxicitása már kifejezett volt a 30 kg/ha terhelésnél, illetve az e feletti adagok a növényállomány kiritkulásához és pusztulásához vezettek. A nagyobb Cr(VI) és Se terhelés nyomán a gyomfajok is eltűntek, a talaj terméketlenné vált.

– A június 6-án vett fiatal lombban egy nagyságrenddel nőtt a Se, Cr, Cu, Pb koncentrációja a kontrollhoz viszonyítva, míg a hajtás Zn-tartalma megötszöröződött. Betakarítás idején szeptember 11-én a koncentrációk általában csökkentek. Kivételt a Se jelentett, mely mintegy 3-szorosára emelkedett a megfelelő kezelésekben. A gyökér Cr, Cu, Se tartalma kisebb volt mint a lombé, némileg védettebb volt az elemdúsulásokkal szemben. Az Pb és Zn átlagos tartalma viszont a lomb összetételétől érdemben nem különbözött. A toxikus Cr(VI) kezelésben termett gyökér és lomb Cr-tartalma átlagosan 50%-kal meghaladta a Cr(III) kezelésben fejlődött répáét.

– Szennyezetlen kontroll talajon a 20 t/ha körüli gyökér + 5 t/ha friss lombtermés 88 kg K, 57 kg Ca, 54 kg N, 14 kg Mg, Na és P, 11 kg S, 5-6 kg Fe és Al felvételt mutatott. A B 145 g, Zn 41 g, Cu 27 g mennyiségnek adódott. Adataink iránymutatóul szolgálhatnak a sárgarépa elemigényének számításakor a szaktanácsadásban.

– Szennyezett talajon, a Cr(VI) és Se kezelésekben, a 3 g/ha Cr és 51 g/ha Se felvételi maximumokat a 30 kg/ha kezelésben kaptuk. Változatlan feltételek esetén a 30 kg/ha Cr fitoremediációja 10 ezer, a 30 kg/ha Se felvétele 585 évet venne igénybe. A terméscsökkenést nem okozó Cr(III), Pb, Cu, Zn kezelésekben a 270 kg/ha elemfelvétel kerekén 17 ezer Cr-évet, 10 ezer Pb-évet, 4 ezer Cu-évet és 1570 Zn-évet igényelne. A pontszerű erősebb szennyezéskor a fitoremediáció nem lehet reális alternatíva még megfelelő hiperakkumulátor növényi faj esetében sem.

– A sárgarépa gyökere mind élelmezési, mind takarmányozási célokra alkalmatlanná vált a káros Pb és Se elemdúsulások miatt.

The effect of microelement load on carrot in 1995 (Summary)

We examined the effect of 0, 30, 90, 270 kg ha⁻¹ microelement loads on carrot on calcareous sandy soil in the Danube-Tisza mid-region. We applied the salts of microelements at the beginning of the experiment in Cr₂(SO₄)₃, K₂Cr₂O₇, CuSO₄, Pb(NO₃)₂, Na₂SeO₃ and ZnSO₄ forms in the spring of 1995. 6 elements × 4 loads = 24 treatments × 3 replications meant 72 plots of 7 × 5 = 35 m² size. As it can be expected of sandy soils, the production site has bad water management, it is drought-sensitive and it is weakly supplied with NPK. The ploughed layer contains 0.7–1.0% humus, 2–3% CaCO₃. The soil water is at a depth of 5–10 m. As a basic fertiliser, we applied 100 kg ha⁻¹ N, 100 kg ha⁻¹ P₂O₅ and 100 kg ha⁻¹ K₂O in the whole experiment every year. Main results:

– During the six months long growing period of carrot, there was only 234 mm precipitation. July and August (the period of intensive root development) were droughty. Of the applied microelement salts, Cr (III), Cu and Pb were ineffective. The depressive effect of Zn could be observed in the case of 90 kg ha⁻¹ and 270 g ha⁻¹ loads. The toxicity of Cr (VI) and Se was more expressed in the case of 30 kg ha⁻¹ load, whereas doses above this led to the reduction of plant number and dying out of plants. As a result of higher Cr (VI) and Se loads, even weed species disappeared and the soil became infertile.

- In the sample taken from a young leaf on 6th June, the amount of Se, Cr, Cu and Pb was higher by one magnitude than the control plant, whereas the Zn content of the shoot became five times higher. During harvest, on 11th September, the concentrations decreased in general. Se was an exception, as its amount increased by three times its previous value in the respective treatments. The Cr, Cu and Se content of the root was lower than that of the leaves, it was somewhat more protected from element enrichment. Nonetheless, the average Pb and Zn content did not significantly differ from the leaves' Pb and Zn content. The Cr content of the roots and leaves produced in the toxic Cr (VI) treatment exceeded the Cr content of the carrot grown in the Cr (III) treatment.
- On unpolluted control soil, the root yield around 20 t ha⁻¹ + 5 t ha⁻¹ fresh leaf yield indicated the following uptakes: 88 kg K; 57 kg Ca; 54 kg N; 14 kg Mg, Na and P; 11 kg S; 5–6 kg Fe and Al. Furthermore, we measured the following amounts: B: 145 g, Zn: 41 g, Cu: 27 g. Our data can serve as a guide in calculating the element demand of carrot in technical advice.
- On polluted soil in Cr (VI) and Se treatments, we obtained the uptake maxima of 3 g ha⁻¹ Cr and 51 g ha⁻¹ Se in the 30 kg ha⁻¹ treatment. In the case of unchanged conditions, the phytoremediation of 30 kg ha⁻¹ Se, Cr would take ten thousand years, whereas the uptake of 30 kg ha⁻¹ would require 585 years. In the Cr (III), Pb, Cu and Zn treatments (which do not cause yield loss), the 270 kg ha⁻¹ element uptake would take 17 thousand Cr years, ten thousand Pb years, four thousand Cu years and 1570 Zn years. As regards a stronger, point source pollution, phytoremediation cannot be a real alternative, even in the case of a suitable hyperaccumulator plant species.
- The carrot root became unsuitable both for human and animal consumption, due to the harmful Pb and Se element enrichment.

Mikroelem-terhelés hatása a borsóra 1996-ban

A kísérlet 2. évében Smaragd fajtájú zöldborsót termesztettünk. A vetés 1996. április 18-án történt 4–6 cm mélyre, gabonasor távolságra vetve, 300 kg/ha vetőmaggal. Az állományt fejlettségre és gyomosodásra is bonitáltuk a tenyészidő során. A terméselemek megállapítása céljából betakarításkor nettó parcellánként 8–8 fm = 1–1 m² területről mintakéveket vettünk. Külön vizsgáltuk a szár, hüvely és a mag tömegét, valamint az átlagos növénymagasságot is mértük. A növénymintákat 40–50 °C-on szárítottuk, majd analizáltuk. Betakarítás után került sor a parcellánkénti talajmintavételre. Az átlagminták 20–20 lefűrés anyagát jelentették nettó területen.

Ami a csapadékelátást illeti, az alábbiakra utalunk. 1996 áprilisában mindössze 29 mm, májusban 64 mm, júniusban 39 mm eső hullott. A júniusi csapadékot a borsó már kevésbé tudta hasznosítani. Ismeretes, hogy a borsó gyökere nem hatol mélyre és rövid a tenyészideje. Mivel telepünkön a március csapadékmentes volt, a vetés április közepére tolódott, a tenyészidő 2 hónapra szűkült. Mindez hozzájárult ahhoz, hogy csak mérsékelt terméseket kaptunk. A kísérlet 1. évében sárgarépat termesztettünk, melynek eredményeiről a közelmúltban számoltunk be (*Kádár 2010*).

Eredmények értékelése

A vizsgált mikroelemek közül érdemi hatást a zöldborsó fejlődésére és gyomosodására május végén csak a szelén mutatott. A növekvő Se-terheléssel a növényállomány kiritkult, fejlődésben visszamaradt, elsárgult és részben kipusztult. Az átlagos növényborítottság a kontrolltalajon becsült 51%-ról 16%-ra zuhant. A borsó és a gyom borítása közel azonos arányban 1/3-ára mérséklődött. Az átlagos gyomfaj szám is felére csökkent, számos gyomfaj a nagyobb Se-szennyezettségű parcellákon eltűnt, illetve nem kelt ki. Egy nagyságrenddel visszaesett a szőrös disznóparéj, fehér libatop és vadmender borítottsága. Viszonylagos ellenállást az ujjasmuhar mutatott, mely a 7% körüli borítási átlagával uralkodó gyomnak minősült (*168. táblázat*).

Aratás idején az átlagos növénymagasság a 270 kg/ha Se-terhelésű parcellán közel a felére, a hüvelyekben mért magtömeg a harmadára, míg a hüvelyek száma egy nagyságrenddel esett vissza. A hüvely- és a maghozam, illetve a szártermés gazdaságilag már alig volt értékelhető, gyakorlatilag megsemmisült. A melléktermés/mag aránya a kontrollban mért 4,4-ről 13-ra emelkedett, tehát a toxicitás a generatív szövet kifejezettebben érintette. A nagyobb Zn-terhelés depresszív hatásának bizonyult. Az átlagos növénymagasság ugyan nem változott igazolhatóan, de mérséklődött a hüvelyben mért magvak tömege, illetve a hüvelyek száma. A hüvely- és a magtermés mintegy a felével, a szártermés 1/3-ával csökkent (*169. táblázat*).

168. táblázat. A toxikus Se-terhelés hatása a zöldborsó fejlődésére és gyomosodására 1996-ban

(1) Vizsgált időpont és jellemzők	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
A. Bonitálás						
Május 20-án	4,0	3,0	2,3	1,0	1,0	2,6
Június 10-én	4,0	3,7	2,3	1,0	1,1	2,8
B. Növényborítottság május 30-án, %						
a) Zöldborsó	35	19	17	11	15	20
b) Gyomok	16	24	13	5	9	14
c) Együtt	51	43	30	16	15	35
C. Gyomfajok átlagos száma (db) és borítottsága (%) május 30-án						
d) Száma, db	4,0	4,3	4,7	2,0	2,0	3,8
DIG SA, %	6,8	6,5	9,5	4,2	2,0	6,8
AMB EL, %	5,7	3,6	1,6	0,2	2,0	2,8
CHE AL, %	2,1	1,5	1,1	0,1	2,0	1,2

Megjegyzés: Bonitálás: 1 = pusztuló, 5 = jól fejlett állomány. Az ujjasmuharon (DIG SA), vadmenderen (AMB EL) és a fehér libatopon (CHE AL) kívül még érdemi 0,7%-os előfordulást a szőrös disznóparéj (AMA RE) mutatott

Table 168. Effect of toxic Se pollution on the development of pea and on weed infestation in 1996 (Calcareous sandy soil, Órbottyán). (1) Date and parameters scored. a) Pea; b) Weeds; c) Combined; d) Number. (2) Se loads in spring 1995, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Scaling. B. Plant cover on 30th May, %. C. Mean number and % cover of weed species on 30th May. Note: Scale: 1 = dying, 5 = well-developed plants. Apart from *Digitaria sanguinalis* (DIG SA), *Ambrosia elatior* (AMB EL) and *Chenopodium album* (CHE AL), the only weed species worthy of mention (0.7% cover) was *Amaranthus retroflexus* (AMA RE).

A zöldborsó szerveinek aratáskori összetételéről a 170. táblázat adatai tájékoztatnak. Látható, hogy a szár Cr-tartalma mérsékelten, de igazolhatóan nőtt mind a Cr(III)-, mind a Cr(VI)-kezelésekben a terheléssel. A kontrollhoz viszonyítva a Cr(III)-kezelésben a Cr-koncentráció közel 6-szorosára, míg a Cr(VI)-kezelésben 13-szorosára emelkedett. A Cu mozgása gátolt a talaj–növény rendszerben. A koncentráció emelkedése 66%-ot ért el maximálisan. Ezt követi a Zn 4-szeres, míg a Se kiugróan magas, 533-szoros dúsulása a kontrollhoz viszonyítva.

A hüvelytermésben már a Cr-dúsulás nem igazolható a Cr(III)-kezelésben. A Cr(VI)-kezelésben viszont a maximális terhelésnél a kontrollon mért Cr-tartalom 6-szorosát mértük. Nem bizonyítható az Pb-dúsulás az ólommal szennyezett talajon. A Cu-tartalom is csak alig (mintegy 20%-kal) emelkedik a Cu-terheléssel. A cink 2,7-szeres, míg a szelén kerekén 376-szoros dúsulási maximummal tűnik ki. A magtermés genetikailag védettnek bizonyult a Cr(III)-, Cr(VI)-, Pb- és Cu-szennyezéssel szemben. Ezen elemek akkumulációja nem volt igazolható a kezelt talajokon. A Zn-dúsulás maximálisan 1,7-szeres, a Se-akkumuláció 283-szoros volt. A szelén a tömegárammal, a felfelé áramló vízzel könnyen bejut a növény gyökerébe és mozgása a növényen belül sem korlátozott (170. táblázat).

169. táblázat. A termés csökkenést okozó Se- és Zn-kezelések hatása a zöldborsóra aratáskor 1996-ban

(1) Vizsgált tulajdonság	(2) Se-, ill. Zn-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
	0	30	90	270	SzD _{5%}	Átlag
<i>Se-terhelés</i>						
a) Növénymagasság, cm	45	47	38	26	11	39
b) Mag g/100 hüvely	102	98	70	36	46	76
c) Hüvely 1000 db/ha	712	645	307	64	171	432
d) Hüvely, t/ha	0,45	0,51	0,22	0,04	0,19	0,31
e) Mag, t/ha	0,70	0,63	0,23	0,02	0,21	0,40
f) Szár, t/ha	2,62	2,05	0,99	0,22	0,32	1,47
g) Együtt, t/ha	3,77	3,19	1,44	0,28	0,77	2,18
h) Melléktermés/mag	4,4	4,1	5,3	13,0	1,2	6,7
<i>Zn-terhelés</i>						
a) Növénymagasság, cm	45	49	49	47	11	48
b) Mag g/100 hüvely	128	108	87	70	46	98
c) Hüvely 1000 db/ha	772	868	557	496	171	673
d) Hüvely, t/ha	0,68	0,68	0,32	0,28	0,19	0,49
e) Mag, t/ha	0,97	0,94	0,40	0,45	0,21	0,69
f) Szár, t/ha	2,91	3,02	1,73	1,91	0,32	2,39
g) Együtt, t/ha	4,56	4,64	2,45	2,64	0,77	3,54
h) Melléktermés/mag	3,7	3,9	5,2	4,9	1,2	4,4

Megjegyzés: A szár 46%, mag 32%, hüvely 28% légszáranyag-tartalommal

Table 169. Yield-reducing effect of Se and Zn treatments at pea harvest in 1996 (Calcareous sandy soil, Órbottyán). (1) Examined property. a) Plant height, cm; b) Seed, g/100 pods; c) Pod, 1000/ha; d) Pod, t/ha; e) Seed, t/ha; f) Stem, t/ha; g) Combined, t/ha; h) By-product/seed. (2) Se or Zn loads in spring 1995, kg/ha. (3)–(4): See Table 2. *Note:* Air-dry matter content: stem 46%, seed 32%, pod 28%.

A 9/2003. (III. 13.) ESzCSM rendelete az élelmiszerek vegyi szennyezettségének mértékére az alábbi határértékeket közli élelmiszercsoportokra, illetve élelmiszerfajtákra mg/kg szárazanyagra vetítve: Liszt, ill. egyéb gabonaőrleményekben: Hg: 0,02; As: 0,1; Cd: 0,1; Pb: 0,15; Cu: 5, Zn: 30. Száraz hüvelyesekben: Hg: 0,02; Cd: 0,1; Pb: 0,2; As: 0,5. A Cu és Zn elemre nincs határérték. Szárított zöldségben: Hg: 0,05; Cd: 0,5; Pb: 1,0; As: 2,0. A Cu és Zn elemre nincs határérték. A napraforgómagra adott szennyezettségi határkoncentrációk egyéb olajos magvakra is iránymutatóul szolgálhatnak. A rendelet Cr és Se elemekre nem ad útmutatást.

A 47/2001. (VI. 25.) FVM rendelet takarmány alapanyagokban 0,1 mg/kg Hg-, 1 mg/kg Cd-, 2 mg/kg As- és 10 mg/kg Pb-koncentrációt engedélyez 12%-os légszár anyagban. Fűben, szárított lucerna- és herelisztben azonban 4 mg/kg As, illetve a zöldtakarmányban 40 mg/kg Pb az engedélyezett maximum. Egyéb szennyező elemekre a rendelet nem ad útmutatást.

170. táblázat. Mikroelem-terhelések hatása a zöldborsó elemösszetételére (mg/kg) aratáskor 1996-ban

A táblázat a 1996-ban						
(1)	(2) Mikroelem-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3)	(4)
Elem	0	30	90	270	SzD _{5%}	Átlag
A. Szártermésben						
Cr(III)	0,3	0,8	1,0	1,7	0,7	1,0
Cr(VI)	0,3	0,8	1,3	4,0	0,7	1,6
Pb	1,0	3,6	4,7	8,4	1,5	4,5
Cu	5,3	6,0	7,4	8,8	1,5	6,9
Zn	17,3	29,6	36,8	70,6	13,2	38,6
Se	0,4	69,4	169	213	48,2	113
B. Hüvelytermésben						
Cr(III)	0,2	0,2	0,3	0,4	0,5	0,3
Cr(VI)	0,3	0,4	0,7	1,8	0,5	0,8
Pb	1,0	0,8	0,4	1,4	1,0	0,9
Cu	6,1	6,4	6,9	7,3	0,9	6,7
Zn	31,8	53,6	61,7	85,7	13,5	58,2
Se	0,4	60,3	124	150	43,5	83,9
C. Magtermésben						
Cr(III)	0,2	0,2	0,1	0,1	0,5	0,1
Cr(VI)	0,1	0,1	0,2	0,2	0,5	0,1
Pb	0,1	0,4	0,3	0,6	1,3	0,4
Cu	9,0	10,6	11,0	10,8	2,1	10,4
Zn	58,9	82,4	79,8	98,0	10,5	79,8
Se	0,6	101	167	170	24,6	110

Table 170. Effect of microelement loads on the element composition of pea (mg/kg) at harvest in 1996. (1) Element. (2) Microelement loads in spring 1995, kg/ha. (3)–(4): See Table 2. A. In the stem yield. B. In the pod yield. C. In the seed yield.

Chaney (1982) szerint a növényi hajtásban már toxikus lehet a 20 mg/kg feletti Cr-, a 25–40 mg/kg feletti Cu-, a 100 mg/kg feletti Se- és az 500 mg/kg feletti Zn-tartalom. A tömegtakarmányokban és az abrakban az egészségügyi maximumok a következők: Se: 2 mg/kg; Cu: 25 mg/kg a juhokra, 100 mg/kg a marhára, 250 mg/kg a sertésre; Zn: 300 mg/kg a juhokra, 500 mg/kg a marhára, 1000 mg/kg a sertésre. A Cr elemre nem találtunk útmutatást az egészségügyi maximumra, bár Chaney (1982) feltételezi, hogy az állatok abrakjához akár 3000 mg/kg, azaz 0,3% Cr is adható Cr(III)-oxid formában. A fentiek alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a kezelt talajon termett borsó magja élelmezési, illetve hajtása vagy szára takarmányozási célokra egyaránt alkalmatlanná vált az extrém Se-akkumuláció eredményeképpen. A többi kezelésben termett növényi anyag e tekintetben nem kifogásolható, kivéve a mag emelkedett Pb-tartalmát.

Vajon mennyi Se és Zn elemet képes a borsó termésével a talajból kivonni? Változatlan körülmények között elméletileg hány év kellene a talaj ilyen módon való megtisztításához, a remediációhoz? A Se- és Zn-kezelések hatását a zöldborsó légszáraz hozamára és becsült elemfelvételére betakarításkor a 171. táblázat mutatja be. Az adatokból látható, hogy a maximális Se-felvétel 80–90 g/ha

menyiséget ért el a 30, illetve 90 kg/ha adagú kezelésekben. A maximális 270 kg/ha terhelésnél a 30 g/ha mennyiséget közelítette meg. A remediáció időigénye tehát a 30 kg/ha terhelés esetén mintegy 300–375 évet, a 90 kg/ha terhelésnél 1000 évet, míg a 270 kg/ha terhelésnél 9 ezer évet tehetne ki. Utóbbi esetben feltételezve a kicsi termés fennmaradását, nem logikusan.

171. táblázat. A Se- és Zn-kezelések hatása a zöldborsó légszáraz termésére és becsült elemfelvételére betakarításkor 1996-ban

Eredményelemzésekre betakarítások 1996-ban						
(1) Vizsgált terméselemek	(2) Se-, ill. Zn-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Se-terhelés						
A. Légszáraz hozam, t/ha						
a) Hüvely	0,12	0,11	0,06	0,01	0,08	0,08
b) Mag	0,23	0,19	0,07	0,01	0,13	0,12
c) Szár	1,26	0,80	0,42	0,12	0,33	0,65
d) Összesen	1,61	1,10	0,55	0,14	0,55	0,85
B. Se-tartalom, mg/kg						
a) Hüvely	0,4	60	124	150	44	84
b) Mag	0,6	101	167	170	25	110
c) Szár	0,4	69	169	213	48	113
C. Felvett Se, g/ha						
a) Hüvely	0,05	6,6	7,4	1,5	3,2	3,9
b) Mag	0,14	19,2	11,7	1,7	5,9	8,2
c) Szár	0,50	55,2	71,0	25,6	26,4	38,1
d) Összesen	0,69	81,0	90,1	28,8	39,9	50,2
Zn-terhelés						
A. Légszáraz hozam, t/ha						
a) Hüvely	0,24	0,24	0,10	0,08	0,08	0,16
b) Mag	0,34	0,32	0,14	0,15	0,13	0,24
c) Szár	1,41	1,45	0,82	0,89	0,33	1,14
d) Összesen	1,99	2,01	1,06	1,12	0,54	1,54
D. Zn-tartalom, mg/kg						
a) Hüvely	32	54	62	86	14	58
b) Mag	59	82	80	98	11	80
c) Szár	17	30	37	71	13	39
E. Felvett Zn, g/ha						
a) Hüvely	7,7	13,0	6,2	6,9	2,8	8,4
b) Mag	20,1	26,2	11,2	14,7	4,7	18,0
c) Szár	24,0	43,5	30,3	63,2	22,2	40,2
d) Összesen	51,8	82,7	47,7	84,8	36,2	66,6

Table 171. Effect of Se and Zn treatments on the air-dry yield and estimated element uptake of pea at harvest in 1996 (Calcareous sandy soil, Órbottyán). (1) Yield components. a) Pod; b) Seed; c) Stem; d) Combined. (2)–(4): See Table 3. A. Air-dry yield, t/ha. B. Se content, mg/kg. C. Se uptake, g/ha. D. Zn content, mg/kg. E. Zn uptake, g/ha.

A Zn-szennyezésnél a 80 g/ha körüli átlagos felvétellel számolva szennyezett talajokon a talajtisztítás hasonlóképpen évszázadokat igényelhetne. Természetesen mindez nem következethetne be, hiszen a szelén a karbonátos talajon szelenátként gyorsan kimosódhat, a cink pedig idővel kevésbé felvehetővé válhat. A fito-

remediáció általában kismérvű diszperz szennyezés esetén jelenthet reális alternatívát, amennyiben hiperakkumulátor növényfajjal is rendelkezünk. A pontszerű nagy ipari szennyezések esetén más technikákat kell alkalmaznunk, esetenként beleértve a talajcserét is extrém esetben. A maximális Cr-felvétel 7 g/ha, az Pb- és Cu-felvétel 12 g/ha mennyiségre becsülhető a 270 kg/ha terhelésnél. Ahhoz, hogy az adott borsótermés a talajból a 270 kg krómot eltávolítsa 38571 évre volna szükség. Az ólom és a réz remediációja 22500 évet vehetne igénybe változatlan viszonyokat felvételezve elvileg.

Mezőföldi mészlepedékes csernozjom talajon 1994-ben teszteltük a borsó talajszennyezéssel szembeni reakcióját. A 13 vizsgált mikroelem közül az As, Cr és Se bizonyult toxikusnak a borsóra. Szennyezetlen kontrolltalajon 2,5 t/ha száraz borsótermést kaptunk. A maximális 810 kg/ha As-terhelés nyomán a magtermés 0,4 t/ha-ra, a maximális Cr-terheléssel 1,6 t/ha-ra csökkent. A borsó és a gyomok teljes pusztulása következett be ugyanakkor már a 270 kg/ha Se-terhelésnél a kísérlet 4. évében. Megállapításaink szerint a Se-szennyezés olyan mérvű K-hiányt indukált a növényi szövetekben, mely már önmagában is a borsó elszáradásához vezethetett.

A zöldborsó átlagos elemtartalmáról és elemfelvételéről szennyeztelen talajon a 172. táblázatban közölt adatok tájékoztatnak. Látható, hogy döntően a vegetatív szárban dúsult a Ca, Mg, Fe, Mn, Al, Sr, Na, B, Ba, Pb, Cr, Co és Cd. A magtermés N, P, S, Zn, Cu, Ni és Mo elemekben bizonyult gazdagabbnak. Az is szembeütő, hogy az As, Hg, Cd, Co általában a 0,1 mg/kg mérés határ körül vagy alatt maradt. A szár 1,26 t/ha, hüvely 0,12 t/ha, mag 0,23 t/ha légszáraz tömeget képviselt. A kis terméssel a felvett elemek mennyisége is mérsékelt maradt.

Az 1 t mag + a hozzátartozó melléktermés ún. fajlagos elemtartalma az alábbiak adódott: 32 kg N, 29 kg Ca, 17 kg K, 5–6 kg Mg, 4 kg P és 2–3 kg S. Adataink azonban iránymutatóul nem szolgálhatnak a zöldborsó elemigényének számításakor a szaktanácsadásban, mert az igen kis termések töményedési effektust tükröznek, a fajlagos tartalmak felfelé torzítanak. Ebből adódóan túltrágyázásra ösztönöznek, miközben a következő évi trágyaigény valójában csökkenhet, hasonló körülmények között. A nem hasznosult tápelemek a talajban maradnak, így nagyobb utóhatásokra számíthatunk.

Igen nagy értékeket jeleznek a fajlagos mikroelem-tartalmak is: Fe: 388; Al: 254; Sr: 167; Mn: 108; Na: 86; B: 35; Zn: 31; Ba: 8; Cu: 6; Pb: 1; Mo: 0,8; Se: 0,5; Cr: 0,3... Co és Cd: 0,1 g. A borsó termése és elemösszetétele erősen ingadozhat a kezelések, illetve termőhely függvényében. A zöldborsó elemösszetételét vizsgálva mészlepedékes csernozjom talajon azt találtuk, hogy a fajlagos elemtartalmak a műtrágyázási kezelések függvényében, a tartamkísérlet 17. évében az alábbi határok között változtak: N: 17–27 kg; Ca: 10–13 kg; K: 6–11 kg; Mg: 1,7–2,9 kg; P: 1,2–2,1 kg; Na: 120–140 g; Mn: 19–24 g; Zn: 8–15 g; Cu: 4–5 g (Kádár, 2005).

172. táblázat. A zöldborsó átlagos elemtartalma és elemfelvétele kontroll talajon 1996-ban

(1) Elem	(2) Elemtartalom			(6) Elemfelvétel			
	(3) Szár	(4) Hüvely	(5) Mag	(3) Szár	(4) Hüvely	(5) Mag	(7) Összesen
		%			kg/ha		
Ca	2,75	1,33	0,15	34,6	1,6	0,4	36,6
N	2,40	1,40	3,53	30,2	1,7	8,1	40,0
K	1,34	1,38	1,25	16,9	1,7	2,9	21,5
Mg	0,48	0,40	0,16	6,0	0,5	0,4	6,9
P	0,25	0,30	0,72	3,2	0,4	1,7	5,3
S	0,19	0,16	0,24	2,4	0,2	0,6	3,2
		mg/kg			g/ha		
Fe	360	108	95	454	13	22	489
Al	248	38	15	312	5	3	320
Sr	158	85	9	199	10	2	211
Mn	100	45	22	126	5	5	136
Na	75	76	23	94	9	5	108
B	30	23	14	38	3	3	44
Zn	17	32	59	21	4	14	39
Ba	7	4	1	9	<1	<1	10
Cu	5,3	6,1	9,0	6,6	0,7	2,0	7,5
Ni	1,1	1,9	3,4	1,4	0,2	0,8	2,4
Pb	1,0	0,8	0,1	1,3	<0,1	<0,1	1,3
Mo	0,1	0,4	1,6	0,1	0,5	0,4	1,0
Se	0,4	0,4	0,6	0,1	0,4	0,1	0,6
Cr	0,3	0,2	0,2	0,4	<0,1	<0,1	0,4
Co	0,2	<0,1	0,1	0,2	<0,1	<0,1	0,2
Cd	0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,1

Megjegyzés: Az As és Hg elemek általában a 0,1 mg/kg mérőhatár alatt. A szár 1,26 t/ha, hüvely 0,12 t/ha, mag 0,23 t/ha légszáraz anyaggal számolva. Az 1 t szem + a hozzátartozó melléktermés fajlagos elemtartalma: 32 kg N, 29 kg Ca, 17 kg K, 5–6 kg Mg, 4 kg P, 2–3 kg S. A Fe 388 g, Al 254 g, Sr 167 g, Mn 108 g, Na 86 g, B és Zn 31–35 g, Ba 8 g, Cu 6 g, Ni 2 g, Pb 1 g, Mo 0,8 g, Se 0,5 g, Cr 0,3 g, Co és Cd 0,1 g körül

Table 172. Mean element content and element uptake of pea on unpolluted soil in 1996 (Calcareous sandy soil, Órbottyán). (1) Element. (2) Element content. (3) Stem. (4) Pod. (5) Seed. (6) Element uptake. (7) Combined. Note: As and Hg generally below the 0.1 mg/kg detection limit. Calculated on a basis of 1.26 t/ha air-dry matter in the stem, 0.12 t/ha in the pod and 0.23 t/ha in the seed. Specific element content of 1 t seed + the relevant by-products.

Összefoglalás

– A zöldborsó 2 hónapos tenyészideje alatt mindössze 93 mm csapadékot kapott. Szennyezetlen talajon átlagosan 0,7 t/ha hüvely-, 1,0 t/ha mag- és 2,9 t/ha szártermést kaptunk. A szár 46%, mag 32%, hüvely 28% légszáraz anyagot tartalmazott. Fitotoxikus volt a Se- és Zn-kezelés. A 270 kg/ha Se-terhelésű parcellán a borsó gyakorlatilag kipusztult. A maximális Zn-terhelés a hüvely- és a maghozamát mintegy a felére, a szárát 1/3-dal csökkentette. A Cr(III), Cr(VI), Cu és Pb nem mutatott igazolható depressziót. A vízdíjat – az 1. évben még erősen toxikus – Cr(VI) a 2. évben már a mélyebb talajrétegbe távozott.

- Szennyezett talajon az elemdúsulások főként a vegetatív szárban voltak kifejezettek. A mag genetikailag védettebb, a Cr(III)-, Cr(VI)-, Pb- és Cu-terhelések hatása nem volt igazolható az elemtartalmak emelkedésében. A Zn-tartalom a kontrollhoz viszonyítva 1,7-szeresére nőtt maximálisan, míg a Se 283-szorosára. A szelén a tömegárammal bejut a gyökérbe és mozgása a növényen belül sem gátolt. A borsó magtermése humán fogyasztásra alkalmatlanná vált a megnőtt Pb- és Se-tartalma, míg takarmányozásra a mag- és melléktermés egyaránt az extrém Se-szennyeződése miatt.
- Szennyezett talajon a borsó föld feletti termésébe maximálisan 7 g Cr, 12 g Pb és Cu, 80–90 g Se és Zn épült be ha-onként. A fitoremediáció időigénye – változatlan feltételeket feltételezve – a 270 kg/ha kezelésben közelítően 38–40 ezer év a Cr, 22–23 ezer év a Pb és a Cu, 800–1000 esztendő lehetne a Se és a Zn esetén. A fitoremediáció módszere a kismérvű diszperz szennyeződés alkalmával jelenthet reális alternatívát, amennyiben hiperakkumulátor nagytestű növényfajjal rendelkezünk.
- A szennyeztelen talajon fejlődött zöldborsó fajlagos, azaz 1 t magtermés + a hozzátartozó melléktermés elemtartalma 32 kg N, 29 kg Ca, 17 kg K, 5 kg Mg, 4 kg P és 2 kg S volt. A kis termés töményedési effektust tükröz. A fajlagos tartalom felfelé torzít, nem ajánlható a szaktanácsadásnak, mert túltrágyázásra ösztönözhet. Valójában pedig a jövő évi trágyaigény hasonló szituációban csökkenhet a nagyobb utóhatások miatt (a fel nem vett és ki nem mosódott tápelemek a feltalajban maradhatnak).

Effect of microelement loads on pea in 1996 (Summary)

- A total of only 93 mm rain fell during the 2-month vegetation period of pea, leading to mean yields of 0.7 t/ha pods, 1.0 t/ha seeds and 2.9 t/ha stems on unpolluted soil. The stems, seeds and pods had air-dry matter contents of 46%, 32% and 28%, respectively. The Se and Zn treatments caused phytotoxicity. The plants on plots treated with 270 kg/ha Se suffered almost 100% mortality, while the maximum Zn treatment reduced the pod and seed yields to around a half and the stem yield by a third. No significant yield depression was observed in the Cr(III), Cr(VI), Cu and Pb treatments. The water-soluble Cr(VI), which was extremely toxic in the 1st year, had been leached to deeper soil layers by the 2nd year.
- On contaminated soil a maximum of 7 g Cr, 12 g Pb and Cu and 80–90 g Se and Zn per hectare became incorporated into the aboveground organs of pea. The time required for phytoremediation, under unchanged conditions, would be 38–40,000 years for Cr, 22–23,000 years for Pb and Cu and 800–1000 years for Se and Zn for the maximum rate of contamination. The phytoremediation method could be a realistic alternative for low rates of dispersed pollution, if large, hyperaccumulating plant species were available.
- The specific element content of pea (1 t seed yield + the relevant by-products) grown on uncontaminated soil was 32 kg N, 29 kg Ca, 17 kg K, 5 kg Mg, 4 kg P and 2 kg S. The low yield reflected a concentrating effect, distorting the specific content and making it unsuitable for fertilizer recommendation purposes, as it could lead to over-fertilization. In reality the fertilizer requirements for the following year could be reduced due to enhanced carry-over effects (nutrients neither extracted by the crop nor leached could remain in the topsoil).

Mikroelem-terhelés hatása a búzára 1997-ben

Az MV-21 fajtájú búza vetésére október 16-án került sor 4-5 cm mélyre vetve 240 kg/ha vetőmaggal gabonaszor távolságra. Állománybonítást végeztünk bokrosodásban, kalászoslaskor és aratás előtt. Nettó parcellánként 8-8 fm = 1-1 m² területről növénymintákat vettünk bokrosodás és betakarítás idején a terméstömeg megállapítás, valamint a növényelemzés céljából. A kombájnlás július 23-án történt.

Ami a csapadékelátottságot illeti, 1996 októberében 19 mm, novemberben 24 mm, decemberben 48 mm, januárban 51 mm, februárban 0 mm, márciusban 4 mm, áprilisban 18 mm, májusban 60 mm, júniusban 34 mm, júliusban aratásig még 20 mm eső hullott. Az őszi búza 9 hónapos tenyészideje alatt tehát összesen 278 mm csapadékot kapott a területen. Igen száraz volt a február, március és április. A csapadék eloszlása sem volt a legkedvezőbb. Június első 19 napja alatt, amikor már 25-30 °C hőmérsékleti maximumok fordultak elő, egyszer esett 5 mm. A júliusi csapadékot pedig valójában nem tudta hasznosítani a búza, mert a 20 mm aratás előtti napok hozadéka volt. Így 3 t/ha körüli szemterméseket nyertünk szennyezetlen talajon, míg a szalma + pelyva melléktermés hozama szintén 3 t/ha körül ingadozott.

Eredmények értékelése

A búza fejlődésére és gyomosodására érdemi igazolható hatásokat a növekvő Se-terhelés gyakorolt. A nagyobb Se-terhelésű parcellákon a búza vontatottan fejlődött, sárgult, kiritkult és gyakorlatilag csaknem kipusztult. Bokrosodás idején május 23-án Dr. Radics László felvételezése szerint a búza borítottsága 50%-ról 5%-ra zuhant. Az uralkodó gyomfaj a pipacs a kontroll talajon 2,3%, a fekete üröm 0,3%, míg az ugari szulák és a parlagfű 0,1% borítást mutatott átlagosan. Az extrém Se-terhelés nyomán a gyomfajok borítottsága is 1/10-ére csökkent. Az átlagos gyomfajszám 5,0-ről az 1,3-1,7-re mérséklődött (173. táblázat).

173. táblázat. A toxikus Se-terhelés hatása a búza fejlődésére és gyomosodására 1997-ben

Vizsgált időpont és tulajdonság	Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
Bonitálás (1= pusztuló állomány, 5= jól fejlett állomány)						
04.13-án	3,3	3,3	1,7	1,0	1,4	2,3
05.21-én	3,7	3,7	2,0	1,0	1,6	2,6
07.22-én	4,0	4,0	2,3	1,0	1,4	2,8
Növényborítás és átlagos gyomfajszám 05. 23-án						
Papaver rhoeas %	2,3	2,4	1,4	0,1	1,4	1,6
Gyom összesen %	3,8	3,3	1,5	0,3	1,4	2,2
Őszi búza %	50,0	51,7	34,6	5,0	13,8	35,3
Mindösszesen %	53,8	54,9	36,1	5,3	13,8	37,5
Gyomfajszám, db	5,0	3,3	1,3	1,7	2,0	2,8

Megjegyzés: a pipacs (PAR RH) előfordulásán kívül még átlagosan érdemi 0,3% borítást a fekete üröm (ART VU) és 0,1% körüli borítást az ugari szulák (BIL CO) és a parlagfű (AMB EL) mutatott.

A maximális Se-terhelés nyomán a pusztuló bokrosodáskori búza hajtásának légszáraz tömege 1/10-ére mérséklődött május 13-án. A földfeletti légszáraz biomassa aratáskor a kontrollon mért 14%-ára esett vissza. A szemtermés csökkenése erőteljesebben jelentkezett, a szemtömeg 7,4%-a volt a szennyezetlen talajon mértnek. Ebből adódóan többszörösére tágult a pelyva/szem, szalma/szem, illetve a melléktermés/szem aránya. A 270 kg/ha Zn-terhelés bizonyíthatóan szintén toxikusnak bizonyult mintegy 40%-os biomassa veszteséget okozva aratás idején. A vegetatív és generatív szervekre gyakorolt hatás azonban érdemi eltérést nem jelzett. Megemlítjük, hogy a kapott szemtermés 1000- magtömege átlagosan 40g, a csírázóképesége 86% volt a kezeléstől függetlenül (174. táblázat).

174. táblázat. Terméscsökkenést okozó Se és Zn kezelések hatása a búzára 1997-ben

Vizsgált jellemzők	Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
*Hajtás g/m ²	161	157	50	17	54	96
Szem t/ha	2,71	2,60	1,39	0,20	1,42	1,68
Szalma t/ha	1,60	1,65	1,19	0,27	0,88	1,18
Pelyva t/ha	0,72	0,59	0,55	0,23	0,34	0,52
Összesen t/ha	5,03	4,84	3,13	0,70	2,56	3,42
Pelyva/szem	0,27	0,23	0,40	1,15	0,35	0,51
Szalma/szem	0,60	0,63	0,86	1,35	0,38	0,86
Melléktermés/szem	0,86	0,86	1,26	2,50	0,44	1,37

Vizsgált jellemzők	Zn-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
*Hajtás g/m ²	156	155	131	93	54	134
Szem t/ha	3,07	3,15	3,32	1,93	1,42	2,87
Szalma t/ha	2,28	2,05	1,24	1,23	0,88	1,70
Pelyva t/ha	0,95	0,86	0,57	0,55	0,34	0,73
Összesen t/ha	6,30	6,06	5,13	3,71	2,56	5,30
Pelyva/szem	0,31	0,27	0,17	0,28	0,35	0,26
Szalma/szem	0,74	0,65	0,37	0,64	0,38	0,60
Melléktermés/szem	1,05	0,92	0,54	0,92	0,44	0,86

*Légszáraz hajtás bokrosodásban május 13-án. Az 1000-magtömeg átlagosan 40g, a csírázóképeség 86% volt a kezelésektől függetlenül.

A búza bokrosodási hajtásában a Cr(III) kezelés hatása a Cr-koncentráció növekedésére nem volt egyértelműen bizonyítható, míg a Cr(VI) kezelésben 0,1 mg/kg-ról 0,6 mg/kg értékre emelkedett. Nem változott az Pb-tartalom sem az Pb-terhelés nyomán. A Cu 1,8-szorosára, Zn 2-szeresére, míg a Se 1196-szorosára nőtt a maximális terheléssel. Az aratáskori melléktermés már egy nagyságrenddel több Cr-ot, 2-szer több Cu-et, 3-szor több Zn-et és 2540-szer több Se-t halmazott fel szövegeiben a szennyezetlen kontrollhoz viszonyítva. A szemtermés genetikailag védettebbnek bizonyult. A Cr(III), Cr(VI), Pb és Cu kezeléseknél nem változott

érdemben a szennyező mikroelemek mennyisége a magban. A Zn mintegy 80%-kal emelkedett, míg a Se 2640-szeresére ugrott. Úgy tűnik a Se mozgása nem gátolt a talaj-növény rendszerben és a növényen belül is tömegárammal felhalmozódhat minden szervben (175. táblázat).

175. táblázat. Kezelések hatása a légszárász búza összetételére 1997-ben, mg/kg

Elem jele	Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
Hajtás 05.13-án						
Cr(III)	0,1	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2
Cr(VI)	0,1	0,2	0,4	0,6	0,2	0,4
Pb	0,4	0,5	0,4	0,5	0,5	0,4
Cu	4,9	5,3	6,8	8,6	2,1	6,4
Zn	20,3	30,1	31,3	39,9	10,2	30,4
Se	0,3	86,0	231	359	24,7	169
Szalma + pelyva 07.22-én						
Cr(III)	0,2	0,9	1,3	1,9	0,4	1,1
Cr(VI)	0,2	1,0	2,2	4,2	0,4	1,9
Pb	0,2	0,2	0,5	0,8	0,4	0,4
Cu	3,2	3,2	4,4	6,1	2,2	4,2
Zn	11,1	15,3	18,6	37,3	8,0	20,6
Se	0,1	34,6	151	254	32,2	110
Szem 07. 22-én						
Cr(III)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	<0,1
Cr(VI)	<0,1	0,1	0,2	0,4	0,2	0,2
Pb	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	<0,1
Cu	3,0	4,3	5,4	4,3	2,0	4,2
Zn	26,5	35,6	35,9	47,1	8,2	36,3
Se	0,1	72,1	196	264	34,4	133

A 9/2003. (III.13.) ESZCSM rendelete az élelmiszerek vegyi szennyezettségének mértékére az alábbi határértékeket közli élelmiszercsoportokra, mg/kg szárazanyagra vetítve: liszt, egyéb gabonaőrleményekben Hg 0,02; As 0,1; Cd 0,1; Pb 0,15; Cu 5, Zn 30. A Cu és Zn elemre nincs határérték. A rendelet Cr és Se elemekre nem ad útmutatást.

A 47/2001. (VI.25.) FVM rendelete takarmány alapanyagokban 0,1 mg/kg Hg, 1 mg/kg Cd, 2 mg/kg As és 10 mg/kg Pb koncentrációt engedélyez 12%-os légszárász anyagban. Egyéb szennyező elemekre a rendelet nem ad útmutatást. Chaney (1982) szerint a növényi hajtásban már toxikus lehet 20 mg/kg felett a Cr, 25-40 mg/kg felett a Cu, 100 mg/kg felett a Se és 500 mg/kg felett a Zn. A tömegtakarmányokban és az abrakban az egészségügyi maximum: 2 mg/kg Se; 25 mg/kg Cu a juhokra, 100 mg/kg a marhára, 250 mg/kg a sertésre; Zn 300 mg/kg juhokra, 500 mg/kg a marhára, 1000 mg/kg a sertésre. A Cr elemre nem találtunk útmutatást az egészségügyi maximumra, bár Chaney (1982) feltételezi,

hogyan az állatok abrakjához akár 3000 mg/kg, azaz 0,3% Cr is adható Cr(III) oxid formában. A fentiek alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a kezelt talajon termelt búza magja élelmezési célokra alkalmatlanná vált az extrém Se és Zn akkumuláció eredményeképpen a szennyezett talajon.

A 176. táblázatban bemutatott számításaink szerint maximális Se-felvétel mind a szem, mind a melléktermék esetében a 90 kg/ha kezelésben jelentkezett. Az összes földfeletti biomasszába 442 g/ha Se épült be. Változatlan viszonyokat feltételezve (hasonló terméssel, összetétellel és talajbani Se-készlettel) ez azt is jelenti, hogy a 90 kg/ha Se fitoremediációjához kerekén 204 évre volna szükség. A Zn-felvétel maximuma 193 g/ha mennyiségnek adódott és szintén a 90 kg/ha terhelésnél találtuk. A 90 kg/ha Zn-felvétel időigénye hasonló viszonyok mellett 466 évnek adódna. A 6 t/ha körüli biomasszába épült Cu maximálisan 40 g/ha, Cr 14 g/ha, Pb 3 g/ha mennyiséget tett ki. A fitoremediáció időigénye tehát az adott 270 kg/ha kezelésben közel 7 ezer Cu-év, 19 ezer Cr-év és 90 ezer Pb-év lehetne elvileg.

176. táblázat. A Se és a Zn kezelések hatása a búza becsült elemfelvételére 1997-ben

Vizsgált terméselemek	Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
Szem t/ha	2,7	2,6	1,4	0,2	1,4	1,7
Se mg/kg	0,1	72,0	196	264	35,0	133
Se g/ha	0,3	19,0	274	53,0	42,0	87,0
Szalma+pelyva t/ha	2,3	2,2	1,7	0,5	1,3	1,7
Se mg/kg	0,1	35,0	151	254	32,0	110
Se g/ha	0,2	8,0	168	127	39,0	76,0
Se g/ha összesen	0,5	27,0	442	180	49,0	163

Vizsgált terméselemek	Zn-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
Szem t/ha	3,1	3,2	3,3	1,9	1,4	2,9
Zn mg/kg	26,0	36,0	36,0	47,0	8,0	36,0
Zn g/ha	81,0	115	119	89,0	14,0	101
Szalma+pelyva t/ha	4,0	4,0	3,9	1,8	1,3	3,4
Zn mg/kg	11,0	15,0	19,0	37,0	8,0	21,0
Zn g/ha	44,0	60,0	74,0	67,0	17,0	61,0
Zn g/ha összesen	125	175	193	156	33,0	162

Megjegyzés: A 3 t/ha szem + 3 t/ha átlagos melléktermék tömegével becsült maximális elemfelvételek Cu 40 g/ha, Cr 14 g/ha, Pb 3 g/ha

A búza átlagos aratáskori elemtartalmáról és elemfelvételéről szennyezetlen talajon a 177. táblázat adatai tájékoztatnak. Amint a bemutatott eredményekből látható, a bokrosodáskori hajtás volt a leggazdagabb N, K, P, Ca, S, Mn, Na, Cu elemekben. Aratás idején a szemben dúsult a N, P, S, Zn és a Mo. A Mg, Cu, Ni közelálló koncentrációkat mutatott a melléktermékben és a szemben. Egyéb vizsgált elemek zömét mint a Fe, Al, K, Ca, Mn, Na, Ba, B a vegetatív szalma

halmozta fel. Az As, Cd, Co, Cr, Hg, Pb és Se általában 1 mg/kg méréshatár körül vagy alatt maradt.

Az elemfelvétel 3 t/ha szem + 3 t/ha melléktermés átlagával számolva kereken 91 kg N, 23 kg K, 14 kg P, 10 kg Ca és S, 9 kg Mg mennyiséget tett ki. A fajlagos, azaz 1 t szem + a hozzátartozó melléktermés elemtartalma az alábbiak adódott: 30 kg N, 7-8 kg K (8-10 kg K₂O), 4-5 kg P (9-11 kg P₂O₅), 3 kg körüli Ca, Mg és S. Adataink iránymutatónak szolgálhatnak a búza tápelem-szükségletének számításakor a szaktanácsadásban. A fajlagos mikroelem-tartalom 278 g Fe, 124 g Al, 66 g Mn, 37 g Zn, 30 gr Sr, 23 g Na, 12 g Ba és 3 g Cu mennyiségnek felelt meg (177. táblázat). A mikroelemek fajlagos tartalma tájékoztató jellegű, mert a mérleg-elv nem alkalmazható a szaktanácsadásban. A talaj mikroelem kínálatának alapvetően nem a talajbani „oldható” mennyiség, hanem a felvehetőségi tényezők mint a pH, mészállapot, antagonizmusok, stb. szabályozzák.

177. táblázat. Az őszi búza földfeletti szerveinek átlagos elemtartalma és aratáskori elemfelvétele 1997-ben szennyezetlen talajon

Elem jele	Mérték- egység	Elemtartalom			Mérték- egység	Elemfelvétel		
		Hajtás	Szalma	Szem		Szalma	Szem	Összesen
N	%	4,40	0,75	2,27	kg/ha	23	68	91
K	%	2,65	0,46	0,30	kg/ha	14	9	23
P	%	0,36	0,09	0,36	kg/ha	3	11	14
Ca	%	0,35	0,30	0,03	kg/ha	9	1	10
S	%	0,23	0,12	0,22	kg/ha	3	7	10
Mg	%	0,15	0,15	0,14	kg/ha	5	4	9
Fe	mg/kg	154	248	30	g/ha	744	90	834
Al	mg/kg	75	116	8	g/ha	348	24	372
Mn	mg/kg	42	38	28	g/ha	114	84	198
Na	mg/kg	37	13	10	g/ha	39	30	69
Sr	mg/kg	21	26	4	g/ha	78	12	90
Zn	mg/kg	20	11	26	g/ha	33	78	111
Ba	mg/kg	5	12	<1	g/ha	36	<1	36
Cu	mg/kg	5	3	3	g/ha	9	9	9
B	mg/kg	2,4	2,5	0,3	g/ha	7	7	<1
Ni	mg/kg	0,3	0,3	0,3	g/ha	<1	<1	<1
Mo	mg/kg	0,3	<0,1	0,3	g/ha	<1	<1	<1

Megjegyzés: As, Cd, Co, Cr, Hg, Pb, Se általában 0,1 mg/kg méréshatár körül vagy alatt. Az elemfelvétel 3 t/ha szem + 3 t/ha mellékterméssel számolva.

Mezőföldi mészlepedékes csernozjom talajon a kísérlet 7. évében vizsgáltuk az őszi búza reakcióját a 13 alkalmazott mikroelem-terheléssel szemben. Fitotoxikusnak a 270 kg/ha As-terhelés és a 810 kg/ha Cd, Cr(VI) és Se kezelés bizonyult. A Cr, Cu, Hg, Ba, Ni, Pb, Sr, Zn koncentrációja szennyezett talajon sem emelkedett a szemtermésben olyan mértékben, mely az állati vagy emberi fogyasztásra

alkalmatlan minőséget eredményezett volna. A Cd 1, a Mo 2, a Se 3-4 nagyságrendbeli akkumulációt mutatott és a növényi termék extrém módon szennyeződött. Megállapítható, hogy hasonló körülmények között még a hiperakkumulációt mutató Mo és Se esetében is 3-4 évszázadra volna szükség a 810 kg/ha terhelés/talajszennyezés felszámolásához.

A fajlagos elemtartalom szennyezetlen talajon, ebben a mezőföldi mészlepedékes csernozjomon 1997-ben, amikor 7 t/ha körüli szemterméseket kaptunk 35 kg N, 7-8 kg K₂O, 9-10 kg P₂O₅, 3 kg Mg és 2 kg Ca mennyiséget tett ki. Az e termőhelyen beállított (OMTK) NPK műtrágyázási kísérlet 37 éve alatt a búza termésmaximumai az 50-100 kg/ha/év N-trágyázáshoz, valamint a 150-200 mg/kg ammonlaktát oldható P₂O₅ és K₂O tartalomhoz kötődtek a szántott rétegben (Kádár és Márton 2005). Az őrbottyáni, Duna-Tisza közti karbonátos homoktalajon folyt műtrágyázási kísérlet 21. évében 1991-ben a búza 4 t/ha feletti szem és 6-7 t/ha melléktermés maximumait szintén a 150-200 mg/kg AL-P₂O₅, valamint a 100-150 mg/kg AL-K₂O ellátottsági szinteken találtuk. A fajlagos elemtartalom átlagosan 19 kg N, 8 kg K (10 kg K₂O), 3-4 kg Ca és Mg, illetve 3-4 kg P (7-9 kg P₂O₅) mennyiséget mutatott ugyanitt (Kádár 2008).

Összefoglalás

– A kedvezőtlen csapadékviszonyok/időjárás nyomán a szennyezetlen kontroll talajon 3 t/ha szemtermés + 3 t/ha melléktermés képződött. A kísérlet 3. évében a maximális 270 kg/ha Se és Zn kezelés bizonyult toxikusnak. A Zn-terhelés eredményeképpen az aratáskori földfeletti biomassa mintegy a 60%-ára csökkent, míg a Se-terhelés a búza és az előforduló gyomfajok gyakorlatilag teljes pusztulását okozta.

– Aratás idején szennyezett talajon a melléktermésben 2-szeresére emelkedett a Cu, 3-szorosára a Zn, 4-szeresére az Pb, egy nagyságrenddel a Cr és 2540-szeresére a Se koncentrációja. A szemtermés genetikailag védettebbnek bizonyult. A Cr(III), Cr(VI), Pb és Cu elemek tartalma igazolhatóan nem változott a magban. A Zn mintegy 80%-kal, míg a Se a kontrollhoz viszonyítva 2640-szeresére dúsult. A Se mozgása nem gátolt a talaj-növény rendszerben, tömegárammal a növényen belüli transzport is akadálytalan. A búza magja humán fogyasztásra alkalmatlanná vált a Se-nel és Zn-kel erősen szennyezett talajon. A mag a Se-szennyezés miatt takarmányozásra is alkalmatlannak bizonyult.

– A maximális Se-felvétel a 90 kg/ha kezelésben jelentkezett és 442 g/ha mennyiséget tett ki. A Zn-felvétel maximuma 193 g/ha-nak adódott a 90 kg/ha Zn-kezelésben. A termésdepressziót nem okozó kezelésben a 6 t/ha biomasszába épült maximumok: 40 g/ha Cu, 14 g/ha Cr és 3 g/ha Pb, melyek a maximális 270 kg/ha terhelésnél voltak mérhetők. Változatlan viszonyokat feltételezve a 90 kg/ha Se felvételéhez 204 év, a Zn felvételhez 466 évre volna elvileg szükség. A 270 kg/ha szennyezés fitoremediációjának időigénye hasonló becsléssel közel 7 ezer Cu-év, 19 ezer Cr-év és 90 ezer Pb-év volna.

– Az 1 t szem + a hozzátartozó melléktermés úgynevezett fajlagos elemtartalma 30 kg N, 7-8 kg (8-10 kg K₂O), 4-5 kg P (9-11 kg P₂O₅) és 3 kg körüli Ca, Mg és S

mennyiséget tett ki. Adataink iránymutatóul szolgálhatnak a búza elemigényének számításakor a szaktanácsadásban.

The effect of microelement load on winter wheat in 1997 (Summary)

- Due to the unfavourable rainfall conditions, 3 t ha⁻¹ grain yield + 3 t ha⁻¹ straw yield developed on the unpolluted control soil. In the 3rd year of the experiment, the highest 270 kg ha⁻¹ Se and Zn treatment was found to be toxic. As a result of the Zn load, the above-ground biomass at the time of harvest decreased to its 60%, whereas the Se load caused the total destruction of wheat and the existing weed species.
- On polluted soil at harvest, the Cu content of the straw doubled, whereas the Zn content tripled, the Pb quadrupled, the Cr content increased by a magnitude and the concentration of Se increased 2540-fold. The grain yield was shown to be genetically more protected. No change was shown in the Cr(III), Cr(VI), Pb and Cu content in the grain. The Zn content increased by 80%, whereas Se increased 2640-fold in comparison with the control. Neither the mobility of Se in the soil-crop system, nor the mass flow transport within the crop is hindered. The wheat grain became unfit for human and animal consumption on the soil strongly polluted with Se and Zn.
- The maximum Se uptake was observed in the 90 kg ha⁻¹ treatment and it accounted to 442 g ha⁻¹. The highest Zn uptake was 193 g ha⁻¹ in the 90 kg Zn ha⁻¹ treatment. In the treatments without yield depression, the following highest amounts of elements were incorporated into the 6 t ha⁻¹ aboveground biomass: 40 g Cu ha⁻¹, 14 g Cr ha⁻¹ and 3 g Pb ha⁻¹ that could be measured during the highest, 270 kg ha⁻¹ load. If unchanged conditions would be assumed, the applied 90 kg ha⁻¹ Se would need 204 years to be taken up from the soil, whereas it would take 466 years to take up Zn. The amount of time necessary for the phytoremediation of the 270 kg ha⁻¹ pollution is nearly 7 thousand Cu-years, 19 thousand Cr-years and 90 thousand Pb-years.
- The so-called specific element content of the 1 t grain yield and its secondary yield was about 30 kg N, 7–8 kg (8–10 kg K₂O), 4–5 kg P (9–11 kg P₂O₅) and around 3 kg Ca, Mg and S. Our data could serve as a guidance for assessing NPK demand of wheat in fertilizer recommendations.

Mikroelem-terhelés hatása a napraforgóra 1998-ban

A VIKI fajtájú napraforgó hibrid vetésére 1998. április 27-én került sor, 5 cm mélyre vetve, 70×20 cm kötésben, 10 kg·ha⁻¹ vetőmaggal. Az állományt fejlettségre 4–6 leveles korban bonitáltuk parcellánként (jún. 5-én). Ekkor 20–20 föld feletti hajtást gyűjtöttünk be parcellánként analízis céljaira. Virágzás előtt (aug. 5-én) hasonló módon 20–20 tányér alatti levelet vettünk parcellánként. Aratás előtt (okt. 8-án) szintén 20–20 db tövet vágunk ki mintakéve gyanánt a fő- és melléktermés tömegarányának megállapítása, valamint az elemösszetétel mérése céljából.

A csapadékelátottságot az alábbi adatokkal jellemzzük: áprilisban 89 mm, májusban 131 mm, júniusban 56 mm, júliusban 60 mm, augusztusban 19 mm és szeptemberben 144 mm eső hullott. A napraforgó az 5,5 havi tenyészideje alatt közel 500 mm csapadékot kapott viszonylag kedvező eloszlásban. Ebből adódóan az országos átlagokat elérő, sőt meghaladó terméstömeget kaptunk szennyezetlen talajon. Az állományt gyommentesen tartottuk (gyomirtó kapálás parcellánként kézzel máj. 25-én) és betegségek sem jelentkeztek.

Eredmények értékelése

A napraforgó fejlődésére és termésére toxikus hatásának a növekvő Se-terhelés bizonyult. A növények sárgultak, kiritkult az állomány és már a 4–6 leveles hajtás tömege július elején a maximális Se-kezelésű parcellán a kontrollhoz viszonyítva a tizedére csökkent. A mérgezett növények légszáranyag-tartalma 50%-kal emelkedett. Hasonlóképpen csökkent a virágzás elején vett tányér alatti levél tömege, illetve igazolhatóan nőtt a légszáranyag %-a a Se-terhelés eredményeképpen augusztus elején. Betakarításkor a ha-onkénti tányérok száma a kontrollhoz mért 78 ezerről 18 ezerre mérséklődött, de ezek a tányérok gazdaságilag értékelhető kaszatot nem fejlesztettek (178. táblázat).

A föld feletti biomassa tömege összességében szintén egy nagyságrenddel mérséklődött október 8-án, az aratás idején. A terméselemek egymáshoz viszonyított tömegarányát tekintve megállapítható, hogy közelítően megkétszereződött a tányér/kaszat, szár/kaszat, illetve a vegetatív melléktermés/generatív magtermés viszonyszáma. A mérgezés tehát a legkifejezettebben a magképződést sújtotta, a generatív fejlődési fázisban jelentkezett. Lecsökkent a kaszat olajtartalma is a szennyezett parcellákon. A legnagyobb Se-terhelés nyomán a termés megsemmisült, a kaszatok olajtartalma és -hozama már nem volt értékelhető. Az olajhozam már a 30 kg Se·ha⁻¹ kezelésben feleződött, míg a 90 kg Se·ha⁻¹ terhelésnél a kontrollhoz mért 15%-ára zuhant (178. táblázat).

178. táblázat. Az őrbottyáni karbonátos homoktalajon beállított mikroelem-terheléses kísérlet toxikus Se-kezelésének hatása a napraforgóra 1998-ban

(1) Vizsgált, ill. mért jellemzők	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, kg·ha ⁻¹				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
<i>A. 4–6 leveles hajtás július 5-én</i>						
a) Zöld tömeg, g·20 db ⁻¹	174,0	156,0	71,0	17,0	62,0	104,0
b) Légszáraz tömeg, g·20 db ⁻¹	20,0	14,0	10,0	3,0	8,0	12,0
c) Légszárazanyag, %	12,0	13,0	14,0	18,0	2,0	14,0
d) Bonitálás*	3,7	3,5	1,2	1,0	1,6	2,3
<i>B. Tányér alatti levél augusztus 5-én (a virágzás kezdetén)</i>						
a) Zöld tömeg, g·20 db ⁻¹	178	172	70	25	65	112
b) Légszáraz tömeg, g·20 db ⁻¹	33	31	16	7	11	22
c) Légszárazanyag, %	19	18	23	26	5	21
<i>C. Terméselemek betakarításkor (október 8-án)</i>						
e) Tányér, 1000 db·ha ⁻¹	78	86	60	18	15	61
f) 1000-magtömeg, g	46	44	40	(–)	8	33
<i>D. Termés betakarításkor (október 8-án, t·ha⁻¹)</i>						
g) Kaszat	2,27	1,16	0,41	0,12	0,78	0,99
e) Tányér	1,53	1,14	0,44	0,20	0,42	0,83
h) Szár	3,32	2,57	1,07	0,40	1,08	1,84
i) Együtt	7,12	4,87	1,92	0,72	1,77	3,66
<i>E. Tömegarányok betakarításkor (október 8-án)</i>						
j) Tányér/kaszat	0,67	0,98	1,07	1,67	0,21	1,10
k) Szár/kaszat	1,46	2,22	2,61	3,33	0,48	2,40
l) Melléktermés/kaszat	2,14	3,20	3,68	5,00	0,99	3,50
<i>F. Olajtartalom és olajhozam (október 8-án)</i>						
m) Kaszat olaj, %	51	52	43	(–)	3	36
n) Olajhozam, kg·ha ⁻¹	1158	603	176	(–)	240	484

Megjegyzés: *Bonitálás: 1 = pusztuló, gyengén fejlett, 5 = jól fejlett állomány. (–): A növényállomány kipusztult. A kaszat 1000 magtömege, olajtartalma és olajhozama a 810 kg·ha⁻¹ kezelésben nem értékelhető

Table 178. Effect of the toxic Se treatment on sunflower in the microelement pollution experiment in 1998. (1) Measured parameters. a) Green mass; b) Air-dry mass; c) Air-dry matter; d) Scoring; e) Inflorescence; f) 1000-seed weight; g) Seed; h) Stem; i) Together; j) Inflorescence/seed; k) Stem/seed; l) By-product/seed; m) Seed soil; n) Oil yield. (2) Se rates in spring 1995. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. 4–6-leaf shoots on 5 July. B. Leaf below the inflorescence on 5 Aug. (at the beginning of flowering). C. Yield components at harvest (on 8 Oct.). D. Yield at harvest (on 8 Oct.). E. Mass ratios at harvest (on 8 Oct.). F. Oil content and oil yield (on 8 Oct.). Note: Scoring: 1 = Dying, poorly developed, 5 = well-developed stand. (–): The plant stand was destroyed.

Cr(III)-kezelésben a Cr-tartalom egy nagyságrenddel emelkedett a fiatal hajtásban és a szárban, míg a virágzáskori levél, valamint az aratáskori tányér és kaszat már nem jelzett egyértelmű dúsulást. A Cr(VI)-kezelésben már meggyőző a Cr-akkumuláció és statisztikailag is igazolható minden növényi szervben. Az átlagos Cr-tartalom a hajtás, szár, levél, tányér, kaszat sorrendben csökkenő volt. A kontrollhoz viszonyított dúsulás a kaszatban maximálisan 2-szeres, a tányérban közel 6-szoros, míg a levélben, szárban és a hajtásban mintegy 30-szorosra becsülhető a 179. táblázatban közölt adatok szerint.

179. táblázat. Az őrbottányi karbonátos homoktalajon beállított mikroelem-terheléses kísérlet kezeléseinek hatása a légszáraz napraforgó összetételére 1998-ban, mg·kg⁻¹

(1) Növényi szervek	(2) Terhelés 1995 tavaszán, kg·ha ⁻¹				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Cr a Cr(III)-kezelésben						
a) Hajtás	0,3	4,7	4,9	7,3	2,2	3,6
b) Szár	0,2	1,0	1,0	2,9	0,3	1,3
c) Levél	0,2	0,2	0,3	0,5	0,2	0,3
d) Tányér	0,2	0,3	0,5	0,4	0,2	0,4
e) Kaszat	0,3	0,3	0,4	0,5	0,2	0,4
Cr a Cr(VI)-kezelésben						
a) Hajtás	0,3	4,7	5,5	8,7	2,2	4,8
b) Szár	0,3	1,2	2,9	9,2	0,6	3,4
c) Levél	0,1	0,5	1,5	3,4	0,5	1,4
d) Tányér	0,3	0,9	1,0	1,7	0,5	1,0
e) Kaszat	0,5	0,6	1,1	1,0	0,3	0,8
Pb az Pb-kezelésben						
a) Hajtás	1,8	2,3	2,8	5,9	0,9	3,2
b) Szár	1,8	2,1	2,8	3,9	0,5	2,6
c) Levél	0,5	0,5	0,5	1,0	0,3	0,6
d) Tányér	0,2	0,4	0,5	1,3	0,5	0,6
e) Kaszat	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0	< 0,1
Cu a Cu-kezelésben						
a) Hajtás	8	12	15	22	4	14
b) Szár	5	6	8	8	2	7
c) Levél	9	8	10	13	2	10
d) Tányér	9	11	12	13	2	11
e) Kaszat	15	15	15	15	1	15
Zn a Zn-kezelésben						
a) Hajtás	20	32	43	59	15	38
b) Szár	15	23	30	47	8	29
c) Levél	15	21	20	29	5	22
d) Tányér	16	17	19	20	3	18
e) Kaszat	34	42	47	53	7	44
Se a Se-kezelésben						
a) Hajtás	0,1	175	311	440	78	232
b) Szár	0,5	83	208	227	25	130
c) Levél	0,1	263	577	774	111	404
d) Tányér	0,3	100	223	249	49	143
e) Kaszat	0,6	113	291	303	95	177

Megjegyzés: hajtás 4–6 leveles korban; levél virágzás kezdetén; a szár, tányér és kaszat betakarításkor

Table 179. Effect of the treatments in the microelement load experiment on the composition of air-dry sunflower in 1998, mg·kg⁻¹. (1) Plant organs. a) Shoot; b) Stem; c) Leaf; d) Inflorescence; e) Seed. (2)–(4): see Table 178. *Note:* Shoot in the 4–6-leaf stage; leaf at the beginning of flowering; stem, inflorescence and seed at harvest.

Ismeretes, hogy az Pb talajból történő felvétele gátolt és a növényen belüli transzportja is akadályozott, részben a Cr és Cu elemekhez hasonlóan. A maximális $270 \text{ kg Pb} \cdot \text{ha}^{-1}$ terhelésnél is csupán néhány-szoros dúsulást találtunk a kontrollhoz viszonyítva a vegetatív növényi szövetekben, míg a kaszatban az Pb-koncentráció a $0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ kimutatási határ alatt maradt szennyezett talajon is. A Cu-dúsulás a szennyezett talajon csak a fiatal hajtásban volt kifejezett, ahol a koncentráció 2–3-szorosára nőtt. A szárban, levélben és tányérban mérsékelten (30–50%-kal) emelkedett a Cu-tartalom, a kaszat Cu-koncentrációja pedig nem változott (179. táblázat).

A Zn mobilisabb a talaj–növény rendszerben, a hajtás, a szár és a levél 2–3-szoros akkumulációt jelzett szennyezett talajon. A tányér és a kaszat azonban csupán 25–50% körülit. A Se hiperakkumulációt mutat, töményesedési effektussal. A talajba három évvel azelőtt adott $30, 90$ és $270 \text{ kg Se} \cdot \text{ha}^{-1}$ a szántott réteget $10, 30$ és $90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ mennyiséggel gazdagíthatta elvileg, feltételezve, hogy $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ megfelelhet $3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ -nak a 0–20 cm-es réteget alapul véve. A $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) Se-terhelés nyomán $83\text{--}263 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ szelént halmoztak fel a napraforgó szervei, míg a $30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) Se-terhelésnél a $208\text{--}577 \text{ mg/kg}$ közötti tartományban volt a dúsulás. A szelén akadálytalanul bejuthat a felszívott vízzel a gyökerekbe, és mivel a növényen belüli mozgása sem gátolt, minden növényi részben extrém módon dúsulhat (179. táblázat).

A 9/2003. (III. 13.) ESZCSM rendelet az élelmiszerek vegyi szennyezettségének mértékére a következő határértékeket közli élelmiszercsoportokra, illetve élelmiszerfajtákra mg -ban kg szárazanyagra vetítve: Liszt, egyéb gabonaőrleményekben Hg $0,02$; As $0,1$; Cd $0,1$; Pb $0,15$; Cu 5 , Zn 30 . Száraz hüvelyesekben Hg $0,02$; Cd $0,1$; Pb $0,2$; As $0,5$. A Cu és Zn elemre nincs határérték. Szárított zöldségben Hg $0,05$; Cd $0,5$; Pb $1,0$; As $2,0$. A Cu és Zn elemre nincs határérték. A napraforgómagra adott szennyezettségi határkoncentrációk egyéb olajos magvakra is iránymutatóul szolgálhatnak. A rendelet Cr és Se elemekre nem ad útmutatást.

A 47/2001. (VI. 25.) FVM rendelet takarmány alapanyagokban $0,1$; 1 ; 2 és $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Hg-, Cd-, As- és Pb-koncentrációt engedélyez 12% -os légszáraz anyagban. Fűben, szárított lucerna és here lisztben azonban $4 \text{ mg As} \cdot \text{kg}^{-1}$, illetve a zöldtakarmányban $40 \text{ mg Pb} \cdot \text{kg}^{-1}$ az engedélyezett maximum. Egyéb szennyező elemekre a rendelet nem ad útmutatást. Chaney (1982) szerint a növényi hajtásban már toxikus lehet $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ felett a Cr, $25\text{--}40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ felett a Cu, $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ felett a Se és $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ felett a Zn. A tömegtakarmányokban és az abrakban az egészségügyi maximum: $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Se; $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cu a juhokra, $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a marhára, $250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a sertésre; a Zn esetében $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a juhokra, $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a marhára, $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a sertésre. A Cr elemre nem találtunk útmutatást az egészségügyi maximumra, bár Chaney (1982) feltételezi, hogy az állatok abrakjához akár $3000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, azaz $0,3\%$ Cr is adható Cr(III)-oxid formában. A fentiek alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a kezelt talajon termett napraforgó magja élelmezési, illetve a szára vagy hajtása takarmányozási célokra

egyenként alkalmatlanná vált az extrém Se-akkumuláció eredményeképpen. A többi kezelésben termelt növényi anyag e tekintetben nem kifogásolható.

A 180. táblázatban bemutatott számításaink szerint a maximális Se-felvétel – a föld feletti biomaszt tekintve – a $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ adagnál jelentkezett és $455 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ mennyiséget tett ki. Változatlan viszonyokat feltételezve (hasonló termést, összetételt és talajbani Se-készletet) ez azt is jelenti, hogy a $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ fitoremediációjához 66 évre volna szükség. A $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ terhelésnél elméletileg pedig 205 esztendő lehetne a fitoremediáció időigénye, analóg körülmények esetén. Szennyezett talajon a napraforgó betakarításkori föld feletti tömegével maximálisan 10 g Pb- , 16 g Cr (CrIII)- , 24 g Cr (CrVI)- , 100 g Cu- és $330 \text{ g Zn-felvétel}$ történt. A $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ terhelés talajból történő kivonása tehát 27 ezer Pb-évet, a Cr(VI)-kezelésben 11 ezer Cr-évet, 2700 Cu-évet, illetve 818 Zn-évet venne igénybe.

180. táblázat. Az őrbottyáni karbonátos homoktalajon beállított mikroelem-terheléses kísérlet toxikus Se terhelésének hatása a napraforgó becsült Se-felvételére 1998-ban, $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$

(1) Vizsgált, ill. mért jellemzők	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
a) Szár	1,7	213	223	91	84	132
b) Tányér	0,4	111	98	50	67	54
c) Kaszat	1,4	131	119	36	72	72
d) Együtt	3,5	455	440	177	162	269

Megjegyzés: Szennyezett talajon a napraforgó föld feletti betakarításkori tömegével maximálisan $10 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ körüli Pb-, $16\text{--}24 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ Cr-, $100 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ Cu- és $330 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ Zn-felvételt mutatott

Table 180. Effect of the toxic Se treatment on the estimated Se uptake in the microelement load experiment in 1998, $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$. (1) Measured parameters. a) Stem; b) Inflorescence; c) Seed; d) Together. (2)–(4): see Table 178. Note: Quantity taken up by the aboveground harvested mass of sunflower on contaminated soil.

A légszáraz napraforgó szerveinek átlagos összetételéről szennyezetlen talajon az 181. táblázat nyújt áttekintést 24 elemet érintve. Az adatokból látható, hogy káliumban a leggazdagabb a hajtás és a tányér; Ca és Mg elemekben a levél és a szár, N és S elemekben a hajtás és a levél, míg a kaszatban főként a P, Zn, Cu és Se dúszult. Az egyéb mikroelemek közül az Al, Fe, Sr, Mn, Na és Ba a legnagyobb koncentrációkban a vegetatív hajtásban és szárban, a Mo a levélben, a B pedig a tányérban fordul elő. A Hg a $0,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ kimutatási határ alatt maradt.

A növény és rajta keresztül a talaj tápelem-ellátottságát ellenőrizhetjük növényanalízissel is. Bergmann (1992) a napraforgó tányér alatti virágzáskori levelének optimumait közli. Határértékeit a nemzetközi szakirodalom és saját kísérletes kutatásai alapján állította össze. A 4–6 leveles hajtásra sajnos nem ad meg hasonló módon optimum elemtartalmakat. A 182. táblázatban áttekintést adunk a 4–6 leveles napraforgó légszáraz hajtásának és a virágzás kezdetén vett tányér alatti levelének összetételéről különböző források szerint.

181. táblázat. Az őrbottyáni karbonátos homoktalajon beállított mikroelem-terheléses kísérletben termesztett légszáraz napraforgó átlagos elemösszetétele szennyezetlen talajon, 1998-ban

(1) Elem jele, mértékegysége		(2) 4–6- leveles hajtás	(3) Levél virágzáskor	(4) Betakarításkor		
		aug. 15-én		(5) Szár	(6) Tányér	(7) Kaszat
				okt. 1-jén		
K	%	4,54	3,10	0,92	3,95	0,71
Ca	%	3,42	5,33	5,39	2,38	0,15
N	%	3,38	3,03	0,91	1,42	2,69
Mg	%	0,66	0,94	1,04	0,47	0,31
S	%	0,61	0,45	0,18	0,24	0,22
P	%	0,41	0,26	0,13	0,30	0,67
Al	ppm	1546	45	548	68	4
Fe	ppm	1387	113	826	107	47
Sr	ppm	205	170	157	69	5
Mn	ppm	161	83	110	21	15
B	ppm	50	42	44	75	12
Na	ppm	39	26	41	11	5
Zn	ppm	23	16	16	15	42
Ba	ppm	12	7	12	2	<1
Cu	ppm	11	10	6	11	17
Cr	ppm	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3
Ni	ppm	2,5	0,2	0,7	0,3	0,8
Pb	ppm	1,8	0,5	1,3	0,2	< 0,1
Mo	ppm	1,0	0,8	0,3	0,3	0,5
As	ppm	1,0	< 0,1	0,3	0,1	< 0,1
Co	ppm	0,7	0,1	0,3	0,1	0,1
Cd	ppm	0,5	0,2	0,2	0,1	0,2
Se	ppm	0,1	0,1	0,5	0,3	0,6

Megjegyzés: A Hg a 0,3 mg·kg⁻¹ kimutatósi határ alatt

Table 181. Mean element composition of air-dry sunflower grown in the microelement load experiment on uncontaminated soil in 1998. (1) Element symbol, units. (2) 4–6-leaf shoots. (3) Leaf at flowering. (4) At harvest. (5) Stem. (6) Inflorescence. (7) Seed. *Note:* Hg remained below the detection limit.

A bemutatott adatokból látható, hogy a nyírlugosi kovárványos barna erdőtalajon (savanyú homokon) nőtt napraforgó hajtása Ca és Mg elemekben szegény volt, míg Fe, Mn, Zn és Cu fémekben dúsult a Duna–Tisza közti karbonátos homokon vagy a mezőföldi mészlepedékes csernozjomon termetthez képest. Többé-kevésbé megnyilvánul ez a tendencia a virágzás elejei levél összetételében is. A 181. táblázatban bemutatott, szennyezetlen talajon fejlődött napraforgó hajtásának elemtartalmát összevetve a korábbi elemzéseink adataival (lásd 182. táblázat) szintén kiténik az emelkedett Ca- és Mg-, illetve a lecsökkent Mn-, Zn- és Cu-koncentráció a savanyú homokon kapott koncentrációkhoz viszonyítva.

182. táblázat. A napraforgó 4–6 leveles légszáraz hajtásának (A) és a virágzás kezdetén vett tányér alatti levelének (B) összetétele különböző irodalmi források szerint

(1) Elem jele és mértékegysége		<i>Shalaby és Kádár (1984)¹</i>	<i>Kádár és Shalaby (1985)²</i>	<i>Kádár és Vass (1988)³</i>	<i>Kádár (2001)⁴</i>
<i>A. 4–6 leveles hajtás</i>					
N	%	2,0–4,0	2,3–3,6	2,5–5,2	3,2–3,4
K	%	0,8–3,9	1,6–7,4	3,6–5,2	3,6–6,0
Ca	%	2,7–4,2	1,7–2,4	0,7–1,3	2,8–3,8
Mg	%	0,2–0,8	0,3–1,0	0,3–0,5	0,5–1,2
P	%	0,2–0,6	0,2–0,3	0,2–0,4	0,3–0,8
B	mg·kg ⁻¹	33–780	82–407	–	–
Fe	mg·kg ⁻¹	42–166	99–183	1090–1348	–
Mn	mg·kg ⁻¹	30–85	56–93	306–548	160–167
Zn	mg·kg ⁻¹	12–35	14–18	61–96	26–42
Cu	mg·kg ⁻¹	4–8	4–5	9–18	7–10

(1) Elem jele és mértékegysége		<i>Bergmann (1992)⁵</i>	<i>Kádár és Pálvölgyi (2003)⁶</i>	<i>Kádár és Vass (1988)³</i>	<i>Kádár (2001)⁴</i>
<i>B. Tányér alatti levél</i>					
N	%	3,0–5,0	3,5	2,1–3,2	2,4–3,3
K	%	3,0–4,5	4,0	2,0–3,1	2,6–3,6
Ca	%	0,8–2,0	3,1	1,5–2,3	2,1–2,7
Mg	%	0,3–0,8	1,0	0,4–0,6	0,4–0,7
P	%	0,2–0,5	0,5	0,2–0,3	0,3–0,5
B	mg·kg ⁻¹	35–100	63	–	–
Fe	mg·kg ⁻¹	–	88	140–182	–
Mn	mg·kg ⁻¹	25–100	68	362–439	64–75
Zn	mg·kg ⁻¹	30–80	14	32–43	17–37
Cu	mg·kg ⁻¹	10–20	12	13–20	10–17
Mo	mg·kg ⁻¹	0,3–1,0	1,5	–	–

Megjegyzés: ¹Shalaby és Kádár (1984): K×B trágyázás, tenyészedény-kísérlet, karbonátos homoktalajon; ²Kádár és Shalaby (1985): K×B trágyázás, tenyészedény-kísérlet, mészlepedékes csernozjom; ³Kádár és Vass (1988): NPKCaMg trágyázás, szabadföldi tartamkísérlet, savanyú homoktalaj; ⁴Kádár (2001): NPK trágyázás, szabadföldi tartamkísérlet, mészlepedékes csernozjom; ⁵Bergmann (1992): Irodalmi adatok szintézise és saját kutatások; ⁶Kádár és Pálvölgyi (2003): Mikroelem-terheléses tartamkísérlet, mészlepedékes csernozjom

Table 182. Composition of the 4–6-leaf air-dry shoots of sunflower (A) and of the leaf below the inflorescence at the beginning of flowering (B) according to data from the literature. (1) Element symbol and units.

A virágzás kezdetén vett tányér alatti levél összetétele alapján – Bergmann (1992) ellátottsági tartományait alapul véve – megállapítható, hogy 1998-ban a napraforgó ezen a karbonátos homoktalajú termőhelyen a Ca és Mg elemek túlsúlyát; a K, N, P és Cu elemek enyhe, illetve a Zn kifejezett hiányát jelezte. A levéldiagnosztikai szakirodalom hangsúlyozza az elemek egymáshoz viszonyított arányát. A kiegyensúlyozott tápelemarány a tápláltság minőségét tükrözi. A zöld növényi részekben a Zn-ellátottság tekintetében meghatározó a P/Zn arány a P–Zn

ismert antagonizmus miatt. Az optimális P/Zn arány az 50–150 közötti tartományban található (Kádár, 1992). Kísérletünkben a kis Zn-tartalomhoz kis P-tartalom járul, a P/Zn aránya 162. A napraforgó termésének alakulását a Zn-hiány ebből kifolyólag érdemben nem gátolta.

A $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ feletti légszáraz biomassa tekintélyes mennyiségű elemet vont ki a szennyezetlen talajból. Csökkenő sorrendben a Ca 219, a N 113, a K 107, a Mg 49, a P 24, a S 15, a Fe 3 és az Al közel 2 kg-ot tett ki ha-onként. Nem elhanyagolható az egyéb mikroelemek mennyisége sem: Sr 638 g, Mn 431 g, B 288 g, Na 164 g, Zn 171 g, Cu 76 g és Ba 43 g ha-onként. Az Pb, Ni, Se, Mo, As, Co, Cd és Cr nyomelemek felvett tömege $1\text{--}5 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ közöttinek adódott, míg a Hg a $0,1 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ kimutatási határt nem érte el. Az 1 t kaszat + a hozzátartozó tányér és szár ún. fajlagos elemtartalma 66 kg Ca (92 kg CaO), 34 kg N, 32 kg K (38 K₂O), 15 kg Mg (25 kg MgO), 7 kg P (16 kg P₂O₅) és 4–5 kg S (183. táblázat).

183. táblázat. Az őrbottyáni karbonátos homoktalajon termesztett napraforgó átlagos és fajlagos elemfelvétele betakarításkor szennyezetlen talajon 1998-ban

(1) Elem jele és mértékegysége		(2) Szár $3,32 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$	(3) Tányér $1,53 \text{ t/ha}$	(4) Kaszat $2,27 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$	(5) Együtt $7,12 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$	(6) Fajlagos*
Ca	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	179	36	4	219	66,0
Mg	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	35	7	7	49	15,0
K	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	30	61	16	107	32,0
N	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	30	22	61	113	34,0
S	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	6	4	5	15	4,5
P	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	4	5	15	24	7,2
Fe	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	2742	164	107	3013	908
Al	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	1819	104	9	1932	582
Sr	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	521	106	11	638	192
Mn	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	365	32	34	431	130
B	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	146	115	27	288	87
Na	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	136	17	11	164	49
Zn	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	53	23	95	171	52
Ba	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	40	3	–	43	13
Cu	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	20	17	39	76	23
Pb	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	4,3	0,3	–	4,6	1,8
Ni	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	2,3	0,5	1,8	4,6	1,8
Se	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	1,6	0,5	1,4	3,5	1,1
Mo	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	1,0	0,5	1,1	2,6	0,8
As	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	1,0	0,2	–	1,2	0,4
Co	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	1,0	0,2	0,2	1,4	0,4
Cd	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	0,7	0,2	0,5	1,4	0,4
Cr	$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$	0,7	0,3	0,7	1,7	0,5

Megjegyzés: – Nem mérhető. A Hg a $0,1 \text{ g}$ kim. határ alatt. *Fajlagos: az 1 t kaszat+hozzátartozó melléktermés elemtartalma

Table 183. Mean and specific element uptake of sunflower at harvest on uncontaminated soil in 1998. (1) Element symbol and units. (2) Stem. (3) Inflorescence. (4) Seed. (5) Together. (6) Specific. Note: – Not detectable. Hg remained below the detection limit.

A hazai szaktanácsadásban $41-30-70-24-12 = \text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O-CaO-MgO kg}\cdot\text{t}^{-1}$ fajlagos elemtartalommal számolnak a napraforgó elemigényének meghatározásakor (Antal, 1987). Az általunk kapott $34-16-38-92-25 = \text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O-CaO-MgO}$ fajlagosak lényegesen eltérnek ettől. A termőhely elsősorban Ca és Mg elemekben gazdag, ez magyarázza az emelkedett Ca és Mg fajlagos elemtartalmakat. Mészlepedékes mezőföldi csernozjom vályogtalajon a fajlagos elemtartalom $42-19-82-30-18 = \text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O-CaO-MgO}$ mennyiségnek adódott (KÁDÁR, 2001). A hazai szaktanácsadásban ajánlott 30 kg P_2O_5 fajlagos mutató kifogásolható, mivel indokolatlan túltrágyázásra ösztönöz véleményünk szerint.

Kombájn betakarításnál a melléktermés a táblán marad és leszántásra kerülhet. Ilyenkor az 1 t kaszattermással elvitt K-, Ca- és Mg-mennyiség jelentéktelenné válik, illetve kötöttebb és karbonátos, ezen elemekben gazdagabb talajokon adagolásuk elhagyható vagy szüneteltethető. A Ca és Mg pótlása karbonátos termőhelyen természetszerűen fel sem merül. Egyébként a 183. táblázat eredményei szerint a felvett Ca 98%-a el sem kerülne a tábláról kombájnolást követően. Hasonlóképpen a Mg 86%-a, a K 85%-a, illetve a S 70%-a. Tehát az extrém K-felvételre képes napraforgó, mely „K-zsaroló” növényként ismert, kombájn betakarítással „K-kímélő” kultúrává válik.

Összefoglalás

– A kedvező időjárás/csapadékviszonyok nyomán a szennyezetlen kontrolltalajon kereken $2,3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ kaszát, illetve összesen $7,1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ légszáraz föld feletti biomassza képződött. A kaszát olajtartalma 51% volt, az olajhozam $1,2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ mennyiséget tett ki. A kísérlet 4. évében a Se-terhelés bizonyult toxikusnak. Terméscsökkenés már a $30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ adagnál igazolható volt, míg a $270 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ terhelésnél a napraforgó gyakorlatilag kipusztult, a föld feletti biomassza 1/10-ére zuhant. A melléktermés/főtermés aránya betakarításkor a kontrollon mért 2,1-ről 5,0-re nőtt, a toxicitás a generatív fázisban volt a kifejezettebb.

– A napraforgó szerveinek Cr-tartalma egy nagyságrenddel dúsult a kontrollhoz viszonyítva. A koncentrációemelkedés a Cr(VI)-kezelésben átlagosan kétszerese volt a Cr(III)-kezelésben mértnek. A koncentrációk a hajtás, szár, levél, tányér, kaszát sorrendben csökkentek. Hasonló sorrendben mérséklődött az Pb-koncentráció is, mely a kaszátban már minden esetben a $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ kimutatási határ alatt maradt. Mérsékeltlen emelkedett szennyezett talajon a Cu-tartalom, mely a kaszátban már igazolhatóan nem is változott. A Zn-koncentráció maximálisan 2–3-szorosára nőtt. Hiperakkumulációt mutatott a Se minden növényi részben, ezres nagyságrendbeli dúsulással. A szelénnel kezelt talajon termett napraforgó magja emberi fogyasztásra, illetve a hajtása, szára takarmányozási célokra egyaránt alkalmatlanná vált.

– A terméscsökkenés miatt a maximális Se-felvétel a 30 és $90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ terhelésnél jelentkezett és $450 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ mennyiséget tett ki. Változatlan körülményeket feltételezve a $30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ felvétele 66 évet, a $90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ fitoremediációja mintegy 200 évet venne igénybe. A napraforgó föld feletti termése szennyezett talajon maximálisan kb. 10 g Pb, 24 g Cr, 100 g Cu és 330 g Zn elemet vont ki a talajból ha-onként. A $270 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ talajtisztítás tehát 27 ezer Pb-évet, 11 ezer Cr-évet a Cr (VI)-kezelésben, 2700 Cu-évet, illetve 818 Zn-évet igényelne.

– A levéldiagnosztikai adatok alapján a napraforgó Ca- és Mg-túlsúlyt; enyhe N- K-, P- és Cu-, illetve kifejezett Zn-hiányt jelzett. Az abszolút Zn-hiány nem okozott termésnövekedést azonban, mivel a P/Zn arány az optimális 50–150 körüli tartomány közelében maradt. Az 1 t kaszat + a hozzátartozó tányér és szár ún. fajlagos elemtartalma az alábbi volt: 34 kg N, 7 kg P (16 kg P_2O_5), 32 kg K (38 kg K_2O), 66 kg Ca (92 kg CaO), 15 kg Mg (25 kg MgO) és 4–5 kg S. Adataink iránymutatónak szolgálhatnak a növény elemigényeinek becslésekor. A hazai szaktanácsadásban ajánlott 30 kg P_2O_5 fajlagos mutató kifogásolható, túltrágyázásra ösztönöz.

Effect of microelement pollution on sunflower in 1998 (Summary)

– The favourable rainfall conditions resulted in a $2.3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ sunflower seed yield on the uncontaminated plot, with $7.1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ total air-dry aboveground biomass. The oil content and oil yield of the seeds was 51% and $1.2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. The Se loading was still toxic in the 4th experimental year, leading to a significant yield decrease even at the $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ rate, while the $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ rate destroyed the crop almost completely. The by-product /main product ratio at harvest rose from 2.1 in the control to 5.0. Toxicity was more pronounced in the generative phase.

– The Cr content of the sunflower organs rose by an order of magnitude compared with the control. On average the increase was twice as high in the Cr(VI) treatment as on the Cr(III) plots. The concentrations declined in the order shoot, stem, leaf, inflorescence, seed. The Pb concentration decreased in a similar order and was below the $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ detection limit in the seed. The Cu content exhibited a moderate increase on contaminated soil, but the change in the seed was insignificant. The Zn concentration rose by at most 2–3 times. Se exhibited hyperaccumulation in all the plant organs, with an approximately 1000-fold increase. The seed of sunflower grown on Se-polluted soil became unsuitable for human consumption, and the stems for feeding purposes.

– Due to the yield reduction, the maximum Se uptake was recorded at rates of 30 and $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, and amounted to $450 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$. Assuming constant conditions, phytoremediation would require 66 years for the $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ rate and around 200 years for the $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ rate. The aboveground yield of sunflower extracted a maximum of around 10 g Pb, 24 g Cr, 100 g Cu and 330 g Zn per hectare from the contaminated soil. The cleansing of soil contaminated with $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ would thus take 27,000 years for Pb, 11,000 years for Cr in the Cr(VI) treatment, 2700 years for Cu and 818 years for Zn.

– Leaf diagnostic data indicated excessive quantities of Ca and Mg, a mild deficiency of N, K, P and Cu and a severe deficiency of Zn. The absolute Zn deficiency did not lead to yield losses, however, as the P/Zn ratio remained close to the optimum 50–150 range. The specific element contents of 1 t seeds + the relevant inflorescence and stem were as follows: 34 kg N, 7 kg P (16 kg P_2O_5), 32 kg K (38 kg K_2O), 66 kg Ca (92 kg CaO), 15 kg Mg (25 kg MgO) and 4–5 kg S. These data can serve as guidelines when estimating plant nutrient requirements. The 30 kg specific P_2O_5 content recommended by the Hungarian extension service is exaggerated and could lead to over-fertilization.

Mikroelem-terhelés hatása a sóskára 1999-ben

A vetés 1999. március 30-án történt 40 cm sortávolságra 300 db/fm csíraszámmal, Pallagi nagylevelű fajtával. A lassú, egyenetlen kezelést követően állománybonítást végeztünk törőzsás állapotban június elején és betakarításkor július elején. A sorközök kapálására kétszer került sor a tenyészidő folyamán. Betakarításkor a földfeletti hajtást kézzel vágtuk le a talaj felett kb. 4 cm magasságban, 8-8 fm növényi anyagot begyűjtve. A sóska csapadékellátottságát a következők jellemzik. A kísérleti terület márciusban 7, áprilisban 30, májusban 72, júniusban 50 mm esőt kapott. A vízhiány miatt az állomány vontatottan fejlődött és a zöld hajtás hozama mérsékelte, 13 t/ha körüli tömeget adott.

Eredmények értékelése

A vizsgált mikroelemek közül a sóska fejlődésére és termésére hatást csak a Se és a Zn mutatott. A növekvő Se-terheléssel a növényállomány kiritkult, fejlődésben visszamaradt, elszáradt és jelentős részben kipusztult. A Se-toxicitás nyomán a levélzet légszárazanyag tartalma emelkedett és a hozam 1/5-ére esett vissza. A 90 kg/ha Zn-terhelésnél és a felett kevésbé látványos, de hasonló depresszió figyelhető meg. A toxicitás 1 mg/kg feletti Se-tartalomnál, illetve 9 mg/kg NH₄-acetát+EDTA oldható Zn-tartalomnál lépett fel a sóskában (184. táblázat).

184. táblázat. A toxikus Se és Zn terhelés hatása a sóska fejlődésére és termésére 1999-ben

(1)Vizsgált időpont és tulajdonság	(2)Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
(5) Bonitálás (1= pusztuló, 5= jól fejlett állomány)						
(6) 06.07.-én	3,7	3,7	2,7	1,0	1,2	2,8
(7) 07.06.-án	3,7	3,7	2,7	1,3	1,3	2,8
(8) Lombtermés 07.07.-én						
(9) Zöld t/ha	12,7	11,4	5,1	2,1	4,9	7,8
(10) Légszárazanyag t/ha	1,5	1,2	0,7	0,3	0,5	0,9
(11)Légszárazanyag %	11,8	10,5	13,7	14,3	2,0	12,6
(1)Vizsgált időpont és tulajdonság	(12)Zn-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
(5) Bonitálás (1= pusztuló, 5= jól fejlett állomány)						
(6) 06.07.-én	4,5	4,7	3,3	3,0	1,2	3,9
(7) 07.06.-án	4,7	4,0	3,0	2,3	1,3	3,5
(8) Lombtermés 07.07.-én						
(9) Zöld t/ha	17,3	15,4	9,8	7,8	4,9	12,6
(10) Légszárazanyag t/ha	1,9	1,6	1,2	1,0	0,5	1,4
(11)Légszárazanyag %	11,0	10,4	12,2	12,8	2,0	11,6

Table 184. The effect of the toxic Se and Zn load on the development and yield of garden sorrel in 1999. (1) Examined date and trait, (2) Se load in the Spring of 1995, kg ha⁻¹, (3) LSD_{5%}, (4) Mean, (5) Classification (1=decaying population, 5=well developed population, (6) on 7th June, (7) on 6th July, (8) leaf yield on 7th July, (9) Green mass t ha⁻¹, (10) Air-dry matter content, t ha⁻¹, (11) Air-dry matter content, %, (12) Zn load in the Spring of 1995, kg ha⁻¹.

A sóska levél összetételéről a 185. táblázat adatai tájékoztatnak. Látható, hogy a lomb Cr-tartalma mérsékelt, de igazolhatóan nő mind a Cr(III), mind a Cr(VI) kezelésben. Utóbbi esetben némileg kifejezettebben. Hasonló mérsékelt növekedést mutat a lomb Pb-tartalma is a kontrollhoz viszonyítva. A Cu és a Zn felvétele szintén többé-kevésbé gátolt ezen a termőhelyen 1,5-2,2-szeres emelkedést produkálva a szennyezetlen kontroll talajon mérthez képest. Az Se koncentrációja viszont 446-szorosára ugrik hiperakkumulációt jelezve. Az egyéb elemek átlagos tartalma: K 3,80%, N 1,92%, Ca 1,55%, Mg 1,10%, P 0,65%, S 0,21%, Fe 0,10%. A mikroelemek közül az Al 745, Mn 153, Sr 55, Na 40, B 30, Ba 16, Ni 1, Co és Mo 0,5, míg a Cd 0,1 mg/kg. Az As és Hg 0,1 mg/kg mérőhatár alatt maradt.

185. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz sóska lomb összetételére 1999-ben, mg/kg

(1)Elem jele	(2) Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Cr(III)	1,1	1,4	1,6	3,8	1,4	2,0
Cr(VI)	1,6	1,5	2,1	4,8	1,4	2,5
Pb	1,1	1,6	1,5	4,5	1,2	2,2
Cu	3,8	4,5	5,5	8,4	0,9	5,5
Zn	24,6	26,3	32,9	38,0	4,9	30,4
Se	1,0	74,7	302,0	446,0	52,0	205,9

Egyéb elemek átlagos mennyisége: K 3,80; N 1,92; Ca 1,55; Mg 1,10; P 0,65; S 0,21; Fe 0,10%. Mikroelemek: Al 745, Mn 153, Sr 55, Na 40, B 30, Ba 16, Ni 1, Co és Mo 0,5; Cd 0,1 mg/kg. As és Hg 0,1 mg/kg alatt.

Table 185. The effect of treatments on the composition of the air-dry garden sorrel leaf in 1999, mg kg⁻¹. (1) Element, (2) Load in spring, 1995 kg ha⁻¹, (3) LSD_{5%}, (4) Mean. Average quantity of other elements: K 3.80, N 1.92, Ca 1.55, Mg 1.10, P 0.65, S 0.21, Fe 0.10%. Microelements: Al 745, Mn 153, Sr 55, Na 40, B 30, Ba 16, Ni 1, Co and Mo 0.5, Cd 0.1 mg kg⁻¹. As and Hg contents are below 0.1 mg kg⁻¹.

Vajon mennyi szennyező mikroelemet volt képes a sóska termése a talajból kivonni? Változatlan körülmények között elméletileg hány évre volna szükség a talaj ilyen módon való megtisztításához, a fitoremediációhoz? Kezelések hatását a sóska lombjának becsült elemfelvételére a 186. táblázat mutatja be. A közölt adatok szerint a maximális Cr-felvétel és Pb-felvétel 6-7 g/ha körüli volt. A Cu felvett mennyisége kerekén 13 g, a Zn esetében 38 g, a Se esetében 134 g ha-ra vetítve. A 270 kg/ha talajból való eltávolítása tehát 38-39 ezer évet igényelne a Cr(III), Cr(VI) és Pb, közel 21 ezer évet a Cu, 7105 esztendőt a Zn és mintegy 2 ezer esztendőt a Se esetén.

Hasonló elvont számításoknak nem sok a realitása vagy életszerűsége természetszerűen. Csupán a fitoremediáció elvi korlátaira utalhatnak az így becsült „sóskaévek”. A fitoremediáció enyhén szennyezett területek tisztításában akkor juthat szerephez, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfajjal rendelkezünk. Az átlagos 13 t/ha körüli zöld, illetve 1,5 t/ha légszáraz sóska tömege a szennyezetlen talajon 57 kg K, 29 kg N, 23 kg Ca, 16 kg Mg, 10 kg P, 3 kg S, 1-2 kg Fe, kerekén 700 g Al, 230 g Mn, 80 g Sr, 60 g Na, 45 g B, 24 g Ba, 1-2 g Ni,

illetve 0,5 g Co és Mo felvételt mutatott. Az As és Hg felvétele 0,1 g mennyiséget sem érte el, míg a Cd kb. 0,15 g-nak felelt meg (186. táblázat).

186. táblázat. Kezelések hatása a sóska lomb becsült elemfelvételére 1999-ben, g/ha

(1)Elem jele	(2) Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Cr (III)	1,6	2,1	2,4	5,7	2,1	3,0
Cr (VI)	2,4	2,3	3,2	7,2	2,1	3,8
Pb	1,7	2,4	2,2	6,8	1,9	3,3
Cu	5,8	6,7	8,2	12,6	1,4	8,3
Zn	46,7	42,1	39,5	38,0	4,4	41,6
Se	1,4	89,6	211,4	133,8	50,9	109,0

A Cr (III), Cr (VI), Pb és Cu kezelésekben 1,5 t/ha átlagos légszáraz lombterméssel számolva. A K 57 kg, N 29 kg, Ca 23 kg, Mg 16 kg, P 10 kg, S 3 kg, Fe 1,5 kg, Al 712 g, Mn 230 g, Sr 82 g, Na 60 g, B 45 g, Ba 24 g, Ni 1,5 g, Co és Mo 0,75 g, Cd 0,15 g felvételt mutatott.

Table 186. The effect of treatments on the estimated element uptake of garden sorrel leaf in 1999, mg kg⁻¹. (1) Element, (2) Load in spring, 1995 kg ha⁻¹, (3) LSD_{5%}, (4) Mean. Calculating with 1.5 t ha⁻¹ average air-dry leaf yield in the Cr (III), Cr (VI), Pb and Cu treatments. Element uptake values: K 57 kg, N 29 kg, Ca 23 kg, Mg 16 kg, P 10 kg, S 3 kg, Fe 1.5 kg, Al 712 g, Mn 230 g, Sr 82 g, Na 60 g, B 45 g, Ba 24 g, Ni 1.5 g, Co és Mo 0.75 g, Cd 0.15 g.

Mezőföldi mészlepedékes csernozjom talajon 1999-ben a viszonylag kedvező évben 40 t/ha körüli lombtermés képződött szennyezetlen talajon. A 10 t/ha zöld földfeletti hajtás fajlagos elemtartalma 17 kg N, 15 kg P₂O₅, 40 kg K₂O, 15 kg CaO, 9 kg Mo és 2 kg S mennyiségnek adódott.

A 10 t/ha zöld sóska termés fajlagos elemtartalma jelen kísérletünkben 22 kg N, 18 kg P₂O₅, 53 kg K₂O, 25 kg CaO, 20 kg MgO és 2 kg S. A száraz évben kapott kis termésben az elemek feldúsultak a növényi szövetekben. Különösen a Ca és a Mg ezen a meszes homoktalajon. Szaktanácsadási célokra, a sóska fajlagos elemtartalmának figyelembe vételére továbbra is a mészlepedékes csernozjomon kapott fajlagos értékeket tartjuk alkalmasnak. A száraz évi emelkedett fajlagos tartalmak túl trágyázásra ösztönözhetnek. Valójában azonban a növény ilyenkor nem képes az adott trágyákat hasznosítani, melyek utóhatása a következő évi trágyaigényt inkább csökkentheti.

Ami a termés szennyezettségét illeti, a 9/2003. (III.13.) ESZCSM (2003) rendelet szárított zöldségre 0,05 mg/kg Hg; 0,5 mg/kg Cd; 1,0 mg/kg Pb és 2 mg/kg As határértéket ír elő. A Cu és Zn elemekre nincs előírás....”mivel e termények és termékek réz-és cink-tartalmát döntő mértékben a természetes réz-és cinktartalom határozza meg. Kivételt képez a réztartalmú növényvédő szerekkel kezelt friss gyümölcs és zöldség, melyekre a réztartalom határértéke 10 mg/kg.” A rendelet a Cr és Se elemre sem tartalmaz útmutatást. A fentiek alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a kezelt talajon termett sóska élelmezési célokra alkalmatlan lehet az Pb és Se elemekkel terhelt talajon. Az egészségügyi határérték élelmiszerekre és takarmányra egyaránt 2 mg/kg Se-tartalom felett Chaney (1982)

szerint. A mérsékelt Cr és Cu akkumuláció viszont élettani szempontból inkább előnyösnek minősülhet.

Összefoglalás

- A sóska mintegy 3 hónapos tenyészideje alatt mindössze 152 mm csapadékot kapott. A zöld levéltermés szennyezetlen kontroll talajon mérsékelt maradt, 13-17 t/ha között ingadozott 11-12% légszárazanyag tartalommal.
- Az 1 mg/kg feletti oldható Se, illetve 9 mg/kg feletti oldható Zn tartalmak esetén toxicitás lépett fel. A 2 mg/kg Se-tartalmú talajon a sóska termése 1/5-ére, a 19 mg/kg Zn-tartalmú talajon felére esett vissza.
- A maximális levélbeni koncentráció mindössze 4-5 mg/kg Cr és Pb, 8 mg/kg Cu, 38 mg/kg Zn értéket ért el szennyezett talajon, mérsékelt akkumulációt jelezve. A Se viszont 446-szorosára dúsult a kontrollhoz képest, hiperakkumulációt mutatva. Az elemfelvétel maximumát 6-8 g/ha Cr és Pb, 13 g/ha Cu, 38 g/ha Zn és 211 g/ha Se jelezte. A szennyezett talajon termett sóska levél élelmezési célokra alkalmatlanná vált az Pb és Se kezeléseknél elemfelvételük miatt. A mérsékelt Cr és Cu akkumuláció viszont a termés biológiai értékét inkább növelheti.
- A 10 t/ha friss sóskatermés fajlagos elemtartalma 22 kg N, 18 kg P₂O₅, 53 kg K₂O, 25 kg CaO, 20 kg MgO és 3 kg S mennyiséget tett ki a kontroll talajon. A kicsi terméssel száraz évben emelkedett elemtartalmakat kaptunk, melyeket nem javasunk a növény elemigényének számításakor a szaktanácsadásban figyelembe venni.

The effect of microelement load on garden sorrel in 1999 (Summary)

- Altogether, there was 152 mm rainfall during the 3-month long growing season of garden sorrel. The green leaf yield remained moderate on unpolluted control soil, fluctuating between 13–17 t ha⁻¹ with 11-12% air-dry matter content.
- Toxicity was observed in the case of Se content above 1 mg kg⁻¹ and Zn content above 9 mg kg⁻¹. The yield of garden sorrel decreased to one fifth on the soil which contains 2 mg kg⁻¹ Se, while it decreased to its half on the soil that contains 19 mg kg⁻¹ Zn.
- The highest Cr and Pb concentration in the leaf was only 4–5 mg kg⁻¹, while other values were 8 mg kg⁻¹ Cu and 38 mg kg⁻¹ Zn on polluted soil, showing moderate accumulation. However, the amount of Se increased to 446 times its concentration in the control plot, showing hyperaccumulation. The highest value of element uptake was shown by 6–8 g ha⁻¹ Cr and Pb, 13 g ha⁻¹ Cu, 38 g ha⁻¹ Zn and 211 g ha⁻¹ Se. The leaf of garden sorrel grown on polluted soil became unsuitable for human consumption due to the accumulation observed in the Pb and Se treatments. However, the moderate Cr and Cu accumulation could even improve the biological value of yield.
- The specific element content of 10 t ha⁻¹ fresh garden sorrel yield was 22 kg N, 18 kg P₂O₅, 53 kg K₂O, 25 kg CaO, 20 kg MgO and 3 kg S on the control plot. The small yield was accompanied with elevated element contents in dry years. We do not recommend to consider these values when calculating the element demand of plants during consultancy.

Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára 2000-ben

A Prima fajtájú őszi árpát 1999. október 8-án vetettük el 3-5 cm mélyre 240 kg/ha vetőmaggal. Az állományt fejlettségre bokrosodás végén és virágzásban, majd aratás idején is bonitáltuk. Kombájnolás előtt 8-8 fm = 1-1 m² földfeletti mintakévév vettünk a szem/szalma arány megállapítása, valamint a laborvizsgálatok céljaira.

A csapadékelátottságot az alábbi adatokkal jellemezzük: 1999 októberében 53 mm, novemberben 54 mm, decemberben 26 mm; majd januárban 7, februárban 6, márciusban 32, áprilisban 49, májusban 15, júniusban 7 mm eső hullott a kísérleti területen méréseink szerint. Az őszi árpa 8,5 hónapos tenyészideje alatt tehát összesen 249 mm csapadékot kapott. A májusi és júniusi aszályos időjárás eredményeképpen kis termések képződtek. A szennyeztelen kontroll talajon kereken 1,8 t/ha szemtermést kaptunk, illetve az aratáskori összeg légszáraz földfeletti biomassa tömege alig haladta meg a 3 t/ha mennyiséget. Az állomány viszonylag gyommentes maradt és betegségek sem jelentkeztek, így nem védekeztünk.

Eredmények értékelése

A 187. táblázatban bemutatott adatok szerint a kísérlet 6. évében az őszi árpa fejlődését a legnagyobb 270 kg/ha Se és Zn terhelések gátolták igazolhatóan. A virágzás idején Dr. Radics László által végzett növényborítottsági felvételezések szerint a domináns gyomként megjelenő pipacsra és sósókára nagyobb mértékben volt negatív hatású a terhelés, mint az őszi vetésű árpára. Az átlagos gyomfajszám 4,7-ről 2,0-re csökkent igazolhatóan a maximális Se-terhelés nyomán. Összefoglalóan megállapítható, hogy az előző évekhez viszonyítva, a kísérlet 6. évében a Se és a Zn utóhatása mérsékelten jelentkezett az őszi árpában.

Az aratás idején szintén csak a 270 kg/ha Se és Zn kezelésekben igazolható a terméssuppresszió, mely főként a generatív fázisban volt kifejezett. A kontrollon mért szem tömege a Se esetében 74%-kal, míg a Zn esetében 60%-kal mérséklődött. A vegetatív növényi részek termésében a Se és a Zn toxicitása kevésbé látványos, de még igazolható. Ebből adódóan a szalma/szem, illetve pelyva/szem aránya több mint kétszeresére tágul a Se-terhelés, illetve 45%-kal a legnagyobb Zn-terhelés eredményeképpen (188. táblázat).

Kezelések hatását a légszáraz őszi árpa összetételére a 189. táblázatban tanulmányozhatjuk. Mint látható, a szalma Cr-tartalma megháromszorozódik a Cr(III) kezelésben, míg a szemben már nem jelez dúsulást. Ezzel szemben a Cr(VI) kezelés már meggyőző Cr-akkumulációt tükröz mindkét növényi részben. Az Pb kevésbé dúsul a szalmában, míg a szemben szennyezett talajon is 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt marad. Ismert, hogy a Cr és Pb elemekhez hasonlóan a Cu mozgása is gátolt a talaj-növény rendszerben, valamint a növényen belüli transzport is akadályozott. A szennyezett talajon termelt árpa szem és szalma

termésében a Cu koncentrációja mindössze mintegy a kontroll 2-szeresére emelkedik.

187. táblázat. Terméscsökkenést okozó Se és Zn kezelések hatása az őszi árpára 2000-ben

(1)Vizsgált időpont és tulajdonság	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
A) Bonitálás (1= igen gyengén, 5= igen jól fejlett állomány)						
Április 3-án	4,0	3,7	3,3	1,7	1,4	3,1
Május 4-én	3,0	4,0	3,3	1,3	1,4	2,9
Június 20-án	3,0	4,3	3,7	2,0	1,4	3,3
B) Növényborítottság május 11-én, %						
a) Pipacs	1,0	1,2	0,2	0,2	0,6	0,7
b) Sóska	2,1	0,6	0,1	0,2	0,6	0,8
c) Összes gyom	3,5	2,0	0,5	0,5	1,6	1,6
d) Őszi árpa	51,0	53,3	46,7	40,0	6,8	47,8
e) Együtt	54,5	55,3	47,2	40,5	8,2	48,4
(1)Vizsgált időpont és tulajdonság	(5) Zn-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
A) Bonitálás (1= igen gyengén, 5= igen jól fejlett állomány)						
Április 3-án	4,7	4,0	4,0	2,7	1,4	3,8
Május 4-én	4,3	3,0	3,0	1,7	1,4	3,0
Június 20-án	4,3	4,0	2,7	2,0	1,4	3,3
B) Növényborítottság május 11-én, %						
a) Pipacs	1,7	0,7	0,5	0,2	0,6	0,8
b) Sóska	2,3	1,4	0,7	0,5	0,6	1,2
c) Összes gyom	4,7	2,3	1,4	1,0	1,6	2,3
d) Őszi árpa	51,7	48,3	45,0	41,7	6,8	46,7
e) Együtt	56,4	50,6	46,4	42,7	8,2	49,0

Megjegyzés: Az átlagos gyomfajszám 4,7-ről 2,0-re csökkent igazolhatóan a maximális Se-terheléssel

Table 187. Effect of yield-reducing Se and Zn loads on winter barley in 2000. (1) Date, trait. a) poppy; b) sorrel; c) total weeds; d) winter barley; e) together. (2) Se rates applied in spring 1995, kg·ha⁻¹. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. (5) Zn rates applied in spring 1995, kg·ha⁻¹. A. Scoring (stand development: 1 = very poor, 5 = very good). B. Plant cover on 11 May, %. Note: The mean number of weed species dropped from 4.7 to 2.0 in response to the highest Se rate.

A Zn mobilisabb, az aratáskori szalma Zn-készlete mintegy a 6-szorosára nő a szalmában, ill. háromszorosára a szemben a kontrollhoz viszonyítva. A Se hiperakkumulációt mutat. A szalma és a szem Se tartalma a legnagyobb Se-terhelés eredményeképpen átlagosan 470-szeresére ugrik. A Se tömegárammal, a felvett vízzel akadálytalanul bejuthat a gyökerekbe és mivel a növényen belüli mozgása sem gátolt, minden növényi részben extrém módon feldúsulhat. A Se akkumulációjára töményedési effektus jellemző: nagyobb a növényi részekben mért koncentráció, mint a talajban. A 270 kg/ha adag a szántott rétegben 90 mg/kg koncentrációnak felelhetne meg például, feltéve, hogy a 6 évvel ezelőtt bevitt Se nem mosódott le az alsóbb talajrétegekbe a csapadékvízzel. A növényi részekben mért koncentráció 188 mg/kg, tehát a dúsulási faktor 2 feletti (189. táblázat).

188. táblázat. A termésnövekedést okozó Se és Zn kezelések hatása az őszi árpa termésjellemzőire aratáskor 2000. 06.20-án

(1) Kezelés jele	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
A) Se-terhelés hatására						
Szem t/ha	1,75	1,72	1,40	0,46	1,02	1,33
Szalma t/ha	1,12	1,17	1,12	0,60	0,40	1,00
Pelyva t/ha	0,37	0,36	0,30	0,23	0,12	0,32
Együtt t/ha	3,24	3,25	2,82	1,29	1,42	2,65
Szalma/Szem	0,64	0,68	0,80	1,30	0,29	0,86
Pelyva/Szem	0,21	0,30	0,21	0,50	0,08	0,30
Melléktermés/szem	0,85	0,89	1,01	1,80	0,40	1,16
B) Zn-terhelés hatására						
Szem t/ha	1,76	1,40	1,10	0,70	1,02	1,24
Szalma t/ha	1,02	1,04	0,80	0,60	0,40	0,86
Pelyva t/ha	0,34	0,36	0,24	0,20	0,12	0,28
Együtt t/ha	3,12	2,80	2,14	1,50	1,42	2,38
Szalma/Szem	0,58	0,74	0,73	0,86	0,29	0,73
Pelyva/Szem	0,19	0,26	0,22	0,26	0,08	0,23
Melléktermés/Szem	0,77	1,00	0,95	1,12	0,40	0,96

Table 188. Effect of yield-reducing Se and Zn loads on the yield parameters of winter barley at harvest (20 June 2000) (Calcareous sandy soil, Órbottyán). (1) Yield parameter. a) Grain; b) Straw; c) Husks; d) Together; e) Grain/Straw; f) Husks/Grain; g) By-products/Grain. (2) Se and Zn rates applied in spring 1995, kg·ha⁻¹. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. In response to Se contamination. B. In response to Zn contamination.

189. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz őszi árpa összetételére 2000. 06.20-án

(1) Elem jele	(2) Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Szalma						
Cr(III)	0,4	0,7	1,1	1,2	0,8	0,8
Cr(VI)	0,5	1,7	1,3	2,6	0,8	1,5
Pb	0,7	0,9	0,9	2,7	0,8	1,3
Cu	2,7	3,4	5,8	5,8	1,0	4,4
Zn	7,4	15,2	15,8	44,9	15,4	20,8
Se	0,4	17,6	69,8	189,5	14,0	69,3
Szem						
Cr(III)	0,2	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2
Cr(VI)	0,2	0,3	0,3	0,4	0,1	0,3
Pb	-	-	-	-	-	-
Cu	2,1	3,9	5,2	5,2	1,6	4,1
Zn	20,5	42,5	43,1	61,2	15,2	41,8
Se	0,4	17,6	64,1	187,0	7,3	67,3

- Nem mérhető, 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt

Table 189. Effect of microelement treatments on the element composition of air-dry winter barley straw and grain on 20 June 2000 (Calcareous sandy soil, Órbottyán). (1) Element symbol. (2) Loads applied in spring 1995, kg·ha⁻¹. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Straw. B. Grain. Note: – not measurable, below the 0.1 mg·kg⁻¹ detection limit.

A 9/2003. (III.13.) ESZCSM rendelete az élelmiszerek vegyi szennyezettségének mértékére az alábbi határértékeket közli élelmiszercsoportokra, illetve élelmiszerfajtákra mg/kg szárazanyagra vetítve: liszt, egyéb gabonaőrleményekben Hg 0,02; As 0,1; Cd 0,1; Pb 0,15; Cu 5, Zn 30. Száraz hüvelyesekben Hg 0,02; Cd 0,1; Pb 0,2; As 0,5. A Cu és Zn elemre nincs határérték. Szárított zöldségben Hg 0,05; Cd 0,5; Pb 1,0; As 2,0. A Cu és Zn elemre nincs határérték. A napraforgó magra adott szennyezettségi határkoncentrációk egyéb olajos magvakra is iránymutatóul szolgálhatnak. A rendelet Cr és Se elemekre nem ad útmutatást.

A 47/2001. (VI.25.) FVM rendelete takarmány alapanyagokban 0,1 mg/kg Hg, 1 mg/kg Cd, 2 mg/kg As és 10 mg/kg Pb koncentrációt engedélyez 12%-os légszáraz anyagban. Fűben, szárított lucerna és here lisztben azonban 4 mg/kg As, illetve a zöldtakarmányban 40 mg/kg Pb az engedélyezett maximum. Egyéb szennyező elemekre a rendelet nem ad útmutatást. Chaney (1982) szerint a növényi hajtásban már toxikus lehet 20 mg/kg felett a Cr, 25-40 mg/kg felett a Cu, 100 mg/kg felett a Se és 500 mg/kg felett a Zn. A tömegtakarmányokban és az abrakban az egészségügyi maximum: 2 mg/kg Se; 25 mg/kg Cu a juhokra, 100 mg/kg a marhára, 250 mg/kg a sertésre; Zn 300 mg/kg juhokra, 500 mg/kg a marhára, 1000 mg/kg a sertésre. A Cr elemre nem találtunk útmutatást az egészségügyi maximumra, bár Chaney (1982) feltételezi, hogy az állatok abrakjához akár 3000 mg/kg, azaz 0,3% Cr is adható Cr(III) oxid formában. A fentiek alapján arra a következtetésre juthatunk, hogy a kezelt talajon termett őszi árpa magtermése emberi fogyasztásra alkalmatlanná vált a Zn és Se kezeléseknél, a mag és szár termése takarmányozásra a Se-nel szennyezett talajon. A többi kezelésben termett növényi anyag e tekintetben nem kifogásolható.

A földfeletti aratáskori biomasszát tekintve számításaink szerint a legnagyobb Se-felvétel 243 g/ha mennyiséget ért el a 270 kg/ha kezelésben. Változatlan viszonyokat feltételezve (talaj és növényi összetétel, termés) ez azt jelenti, hogy 1111 évre volna szükség ahhoz, hogy a Se-szennyezést a növényi felvétel megszüntesse. A 270 kg/ha Zn-vel szennyezett talaj fitoremediációjához a 80 g/ha/év Zn-felvétellel számolva 3375 esztendőre. Hasonló becslést alkalmazva a Cu fitoremediációja 10 g/ha/év felvétellel 27 ezer évet, a Cr és Pb fitoremediációja 6 g/ha/év kivonással 45 ezer évet igényelne (190. táblázat).

Az aratáskori légszáraz őszi árpa átlagos összetételéről és elemfelvételéről a 191. táblázat tájékoztat. A bemutatott adatokból látható, hogy a szemtermés N, S, P, Na, Zn és Mo elemekben gazdagabb a szalmánál. Egyéb elemek inkább a vegetatív szalmában dúsultak. A kis termékkel a talajból kivont elemek mennyisége is kicsi maradt. Az 1 t szem + a hozzátartozó szalma úgynevezett fajlagos elemtartalma kerekén 28 kg N, 23 kg K, 7 kg Ca, 6 kg P, 4 kg Mg és 3 kg S mennyiségnek adódott. Mikroelemek közül az As, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb elemek felvétele 1 g/ha kimutatási határt sem érte el.

190. táblázat. A Se és a Zn kezelések hatása az őszi árpa becsült elemfelvételére 2000-ben

2000-ben						
(1) Vizsgált jellemző	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
A) Se-terhelés hatására, g/ha Se						
a) Szalmában	0,6	26,9	99,1	157	34,4	71,0
b) Szemben	0,7	30,3	85,7	86,0	28,0	50,7
c) Együtt	1,3	57,2	185	243	62,0	122
B) Zn-terhelés hatására, g/ha Zn						
a) Szalmában	10,1	21,3	16,4	35,9	9,7	20,9
b) Szemben	36,1	59,5	47,4	42,8	11,0	46,4
c) Együtt	46,2	80,8	63,8	78,7	20,4	67,3

Megjegyzés: Szennyezett talajon az őszi árpa betakarításkori földfeletti biomasszájában maximálisan 3-6 g/ha Cr és Pb, 8-10 g/ha Cu épült be.

Table 190. Effect of Se and Zn loads on the estimated element uptake of winter barley in 2000 (Calcareous sandy soil, Órbottyán). (1) Parameter tested. a) In the straw; b) In the grain; c) Together. (2) Se and Zn loads applied in spring 1995, kg·ha⁻¹. (3)–(4), A–B: see Table 3. Note: On contaminated soil a maximum of 3–6 g·ha⁻¹ Cr and Pb and 8–10 g·ha⁻¹ Cu was incorporated into the aboveground biomass of winter barley at harvest.

A hazai szaktanácsadásban 27-10-26-10-3 = N-P₂O₅-K₂O-CaO-MgO kg/t fajlagosokkal számol az őszi árpa elemigényének becslésekor (MÉM NAK 1979, Antal 1987). Mezőföldi mészlepedékes csernozjom talajon folyó műtrágyázási tartamkísérletünkben a fajlagos N 24-30, K₂O 14-19, P₂O₅ 8-11, CaO 6-7, MgO 3-4 kg/t határok között ingadozott a talaj NPK-ellátottsága függvényében (Kádár 2000). Megemlítjük, hogy az említett műtrágyázási kísérlet 6. évében, 1979-ben szárazság uralkodott és a szemtermés a trágyázástól függően 2,5-4,1 t/ha közötti mennyiséget tett ki. Ugyanezen a talajon egy másik kísérletünkben átlagosan 20 kg N, 27 kg K (32 kg K₂O), 5 kg Ca (7 kg CaO), 5 kg P (11 kg P₂O₅), 4 kg Mg (7 kg MgO) és 5 kg S fajlagost mértünk 2000-ben 5-6 t/ha szemtermésszinteken (Kádár 2003).

Megállapítható, hogy a karbonátos homoktalajon most kapott 28-13-28-9-7 = N-P₂O₅-K₂O-CaO-MgO kg/t fajlagosok közel állóak a hazai szaktanácsadásban elfogadottakhoz. Az is látható, hogy az őszi árpa fajlagos elemtartalma jelentős mértékben ingadozott a termesztés körülményei függvényében. Amennyiben kombájn betakarításnál a szalma a talajon marad és leszántásra kerül, a K, Ca és Mg elemek általi veszteség jelentéktelenné válhat, illetve kötöttebb meszes talajon pótlásukról egyébként sem szükséges gondoskodni.

191. táblázat. Az őszi árpa átlagos összetétele és elemfelvétele szennyezetlen talajon 2000-ben

(1) Elem jele	(2) Mérték- egység	(3)Elemtartalom		(2) Mérték- egység	(6) Elemfelvétel			
		(4) Szalma	(5) Szem		(4) Szalma	(5) Szem	(7) Összes	(8)Fajla- gos*
K	%	1,70	0,53	kg/ha	25,5	9,3	34,8	23,2
N	%	0,65	1,88	kg/ha	9,8	32,9	42,7	28,5
Ca	%	0,60	0,05	kg/ha	9,0	0,9	9,9	6,6
Mg	%	0,22	0,16	kg/ha	3,3	2,8	6,1	4,1
S	%	0,12	0,14	kg/ha	1,8	2,4	4,2	2,8
P	%	0,10	0,42	kg/ha	1,5	7,4	8,9	5,9
Fe	mg/kg	143	37	g/ha	214	65	279	159
Al	mg/kg	119	10	g/ha	178	18	196	112
Mn	mg/kg	63	20	g/ha	94	35	129	74
Na	mg/kg	44	78	g/ha	66	136	202	115
Sr	mg/kg	33	2	g/ha	50	4	54	31
Zn	mg/kg	7	20	g/ha	10	35	45	26
B	mg/kg	5,4	0,6	g/ha	8,1	1,1	9,2	5
Cu	mg/kg	2,7	2,1	g/ha	4,0	3,7	7,7	4
Se	mg/kg	0,4	0,4	g/ha	0,6	0,7	1,3	<1
Cr	mg/kg	0,4	0,2	g/ha	0,6	0,3	0,9	<1
Mo	mg/kg	0,2	0,4	g/ha	0,3	0,7	1,0	<1

Megjegyzés: A szalma pelyvával 1,5 t/ha, a szem 1,75 t/ha átlagosan. Az As, Cd, Co, Hg, Pb, Ni általában 0,1 mg/kg kimutatási határ körül. *Fajlagos, azaz 1 t szem + a hozzátartozó melléktermék elemtartalma

Table 191. Mean composition and element uptake of winter barley on uncontaminated soil in 2000 (Calcareous sandy soil, Örbottyán). (1) Element symbol. (2) Units. (3) Element content. (4) Straw. (5) Grain. (6) Element uptake. (7) Total. (8) Specific*. *Note:* The straw+husks averaged 1.5 t·ha⁻¹ and the grain 1.75 t·ha⁻¹. The elements As, Cd, Co, Hg, Pb and Ni were generally below the 0.1 mg·kg⁻¹ detection limit. *Element content of 1 t grain + the corresponding by-products.

Összefoglalás

– A májusi és júniusi aszályos időjárás eredményeképpen kis termések képződtek. A szennyezetlen talajon 1,8 t/ha körüli őszi árpa szemtermést kaptunk, az aratáskori összes földfeletti légszáraz biomassa alig haladta meg a 3 t/ha mennyiséget. A kísérlet 6. évében a Se és a Zn 270 kg/ha terhelések utóhatása bizonyult toxikusnak. Depresszió döntően a generatív fázisban jelentkezett, a szemtermések 60-70%-kal csökkentek.

– A Cr(III) kezelésben a szalma és a szem Cr-tartalma egyértelműen, igazolhatóan nem nőtt a terheléssel. A Cr(VI) kezelésben a mérsékelt akkumuláció már igazolható volt. Az Pb akkumulációja csak a szalmában volt bizonyítható, a

szemben szennyezett talajon is 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt. A Cu a kontrollhoz képest 2-2,5-szeresen dúsult átlagosan. A Zn a szalmában 6-szorosára, a szemben 3-szorosára nőtt, míg a Se hiperakkumulációt jelzett mindkét növényi részben 470-szeres koncentrációnövekedéssel. A mag emberi fogyasztásra alkalmatlanná vált a Se és az erősebben szennyezett Zn kezelésekben, míg a melléktermés takarmányozásra a Se-nel kezelt talajon.

– Szennyezett talajon a maximális elemfelvétel az alábbi volt aratáskor: Se 243 g, Zn 81 g, Cu 10 g, Cr és Pb 6 g ha-onként. Változatlan viszonyokat feltételezve 1111 Se-évre, 3300 Zn-évre, 27 ezer Cu-évre, valamint 45 ezer Cr és Pb felvételi évre volna szükség a talaj ilyen módon való megtisztításához, a fitoremediációhoz.

– Az őszi árpa fajlagos (1 t szem + a hozzátartozó melléktermés) elemtartalma 28-13-28-9-7= N-P₂O₅-K₂O-CaO-MgO kg/t volt a kísérletben. Adataink iránymutatónak szolgálhatnak a növény elemigényének számításakor a szaktanácsadásban.

Effect of microelement loads on winter barley in 2000 (Summary)

– Due to the very dry weather in May and June the yields were very low. On uncontaminated soil the grain yield of winter barley was around 1.8 t·ha⁻¹, while the total air-dry aboveground biomass only just exceeded 3 t·ha⁻¹. In the 6th year of the experiment the carry-over effects of the 270 kg·ha⁻¹ rates of Se and Zn proved to be toxic. This effect was felt mainly in the generative phase, with a 60–70% loss of grain yield.

– In the Cr(III) treatment, the Cr content of the straw and grain did not rise significantly with the contamination rate, but in the Cr(VI) treatment the moderate accumulation was significant. Lead accumulation was only significant in the straw, remaining below the 0.1 mg·kg⁻¹ detection limit in the grain even on contaminated soil. Compared with the control, there was a 2–2.5 times increase in Cu accumulation on average. The Zn content was 6-times higher in the straw and 3-times higher in the grain, while hyperaccumulation was recorded for Se in both plant organs (with a 470× increase in the concentration). The grain became unfit for human consumption in the Se treatment and at higher rates of Zn, and the straw for feeding purposes on soil treated with selenium.

– On contaminated soil the maximum element uptake (g·ha⁻¹) at harvest was as follows: Se 243, Zn 81, Cu 10, Cr and Pb 6. Assuming constant conditions, the phytoremediation of the soil would require 1111 years for Se, 3300 for Zn, 27,000 for Cu and 45,000 for Cr and Pb.

– The specific element content of winter barley (1 t grain + the corresponding by-products) was found to be 28, 13, 28, 9 and 7 kg·t⁻¹ for N, P₂O₅, K₂O, CaO and MgO, respectively. These data could be used as guidelines for the estimation of the nutrient requirements of winter barley by the extension service.

Mikroelem-terhelés hatása a repcére 2001-ben

2000 augusztusában 8 mm, szeptemberében 6 mm, októberében 3 mm, novemberében 58 mm és decemberében 30 mm volt a havi csapadékösszeg. A száraz őszön a repce vontatottan kelt, fejlődésében visszamaradt. 2001. évben januárban 48 mm, februárban 4 mm, márciusban 73 mm, áprilisban 170 mm, májusban 115 mm és júniusban 48 mm eső esett. Márciustól tehát az időjárás csapadékosná vált, de a repce korai fejlődési lemaradását már nem volt képes behozni. A 10 hónapos tenyészidő alatt az állomány egyébként összesen 545 mm csapadékot kapott. A Casino fajtájú repce vetése 2000. augusztus 31-én történt gabona sortávolságra, $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ vetőmaggal és 2–3 cm mélyre. A kombájnolás július 10-én történt $7 \times 2,1 = 14,7 \text{ m}^2$ parcellánkénti nettó területről. Előtte 4–4 fm növényi föld feletti mintát vettünk a szem/szár/becő arányának megállapítása, illetve a laboratóriumi vizsgálatok céljaira.

Eredmények megvitatása

A 2000. szeptember végi bonitálásaink szerint a repce lassabban, hiányosan kelt, kiritkult és fejlődésben visszamaradt a növekvő Se-terhelés eredményeképpen. A $270 \text{ kg Se} \cdot \text{ha}^{-1}$ adagú parcellákon a toxicitás egyértelműen és igazolhatóan megnyilvánult a törőzsás korban, virágzáskor és betakarítás idején. A depresszió különösen kifejezetté vált a generatív fejlődési fázisban, a magtermés közel a felére esett vissza. Erre utal a becő/mag, szár/mag, illetve a melléktermés/főtermés arányának tágulása is. A magtermés a szennyezetlen talajon is mérsékelte ($1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ alatt) maradt. A szár + becő melléktermés 6,2-szerese volt a magnak. Szennyezett talajon ez az arány 8,6-ra emelkedett. A szemtermés 1000-mag tömege kicsi maradt, 4,6 g volt átlagosan a kezelésektől függetlenül (192. táblázat).

A kezelések hatását a repce összetételére aratáskor a 193. táblázat adatai foglalják össze. Látható, hogy a melléktermés Cr-tartalma mérsékelten, de igazolhatóan nőtt, különösen a Cr(VI)-kezelésben. Az Pb-koncentráció maximálisan $0,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, a Zn elemé $11,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ mennyiséget ért el. A legnagyobb adagú kezelésnél a növény Se-tartalma a kontrolltalajon mértnek 680-szorosára ugrott, hiperakkumulációt mutatva. A magtermés genetikailag védettebb, a változások mérsékeltebbek voltak. A Cr dúsulása a szemben nem volt igazolható, az Pb pedig szennyezett talajon is a $0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ méréshatár alatt maradt. Alig emelkedett a Cu mennyisége a magban, a Zn pedig a növekvő Zn-terhelés ellenére sem változott. A Se-akkumuláció viszont a szemtermésben is két nagyságrendbeli volt.

Amennyiben $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ mag-, illetve $6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ melléktermés tömegével számolunk azt találjuk, hogy a maximális Cr-felvétel a Cr(III)-kezelésben $2,8 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$, a Cr(VI)-kezelésben $10,0 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$, az Pb-, Cu- és Zn-felvétel 3,6, 30 és $109 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ mennyiséget tett ki. A növekvő Se-terheléssel a termés csökkent és az összetétel is látványosan változott, ezért a felvett szelén számításának eredményét a 194. táblázatban külön is feltüntettük. A legnagyobb Se-felvétel $1660 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ volt, a kivont Se 93–94%-át a melléktermésben találtuk. Hasonló a helyzet a Cr(VI)-kezelésben, ahol a magtermésbe a felvett Cr 4%-a épült be. A Cr(III) és a Cu esetén ugyanitt 6-szoros, míg a Zn elemnél 1,6-szoros a melléktermés felvétele a maghoz viszonyítva.

192. táblázat. A Se-terhelés hatása őszi repce fejlődésére és termésére 2001-ben

(1) Vizsgált időpont és jellemzők	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, kg·ha ⁻¹				(3)	(4)
	0	30	90	270	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Bonitálás (1 = igen gyengén, 5 = igen jól fejlett állomány)</i>						
2000. 09. 28-án	3,5	4,0	3,5	2,0	1,3	3,2
2001. 04. 09-én	2,7	4,0	2,7	1,7	1,3	2,8
2001. 05. 10-én	4,0	4,7	4,0	3,3	1,4	4,0
2001. 07. 10-én	4,0	4,7	3,3	2,3	1,3	3,7
<i>B. Légszáraz termés aratáskor, t·ha⁻¹</i>						
a) Mag	0,95	0,81	0,66	0,52	0,31	0,74
b) Szár	4,73	4,71	4,28	3,52	1,18	4,31
c) Becő	1,14	1,29	1,10	1,05	0,25	1,14
d) Együtt	6,82	6,81	6,04	5,09	1,36	6,19
<i>C. Tömegarányok aratáskor</i>						
e) Becő/mag	1,2	1,6	1,7	1,8	0,4	1,6
f) Szár/mag	5,0	5,8	6,5	6,8	2,4	6,0
g) Együtt/mag	6,2	7,4	8,2	8,6	2,4	7,6

Megjegyzés: Az 1000-mag tömeg 4,6 g volt átlagosan a kezelésektől függetlenül

Table 192. Effect of Se loads on the development and yield of winter rape (1) Date and characters examined. a) Seed; b) Stalk; c) Pod; d) Together; e) Pod/seed; f) Stalk/seed; g) Total/seed. (2) Se load in spring 1995, kg·ha⁻¹. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. Remark: Thousand-seed weight averaged 4.6 g, irrespective of the treatments.

193. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz repce összetételére aratáskor (2001.07.10-én)

(1) Elem jele	(2) Mikroelem-terhelés 1995 tavaszán, kg·ha ⁻¹				(3)	(4)
	0	30	90	270	SzD _{5%}	Átlag
<i>A. Szár + becő, mg·kg⁻¹</i>						
Cr(III)	<0,1	<0,1	0,2	0,4	0,2	0,2
Cr(VI)	<0,1	0,2	0,5	1,6	0,4	0,6
Pb	<0,1	<0,1	0,2	0,6	0,3	0,2
Cu	1,7	1,9	2,5	4,3	0,7	2,6
Zn	6,7	9,5	7,0	11,3	2,5	8,6
Se	0,5	34,6	156	341	41,7	133
<i>B. Mag, mg·kg⁻¹</i>						
Cr(III)	0,4	0,4	0,5	0,4	0,1	0,4
Cr(VI)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,1	0,4
Pb	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1
Cu	3,3	3,3	3,7	4,3	0,5	3,7
Zn	41,2	40,3	40,6	41,3	3,7	40,8
Se	1,0	75,4	122	194	40,7	98,2

Table 193. Effect of the treatments on the composition of air-dry rape at harvest (on 10 July 2001) in a microelement loading experiment set up on calcareous sandy soil in Órbottyán in 2001. (1) Element symbol. (2) Microelement loads in spring 1995, kg·ha⁻¹. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. Stalk + pods, mg·ha⁻¹. B. Seed, mg·kg⁻¹.

194. táblázat. Se-kezelések hatása a repce által felvett szelén mennyiségére ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$) aratáskor, 2001. július 10-én

(1) Növényi rész	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$				(3)	(4)
	0	30	90	270	SzD _{5%}	Átlag
a) Szár + becő	2,5	208	838	1559	240	652
b) Mag	1,0	61	80	101	29	61
c) Együtt	3,5	269	918	1660	262	713

Megjegyzés: Egyéb elemek maximális felvétele ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$): Cr (a CrIII-kezelésben): 2,8; Cr (a CrVI-kezelésben): 10; Pb: 3,6; Cu: 30 és Zn: 109

Table 194. Effect of Se loads on the quantity of selenium ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$) taken up by rape grown on calcareous sandy soil in Örbottyán by harvest on 10 July 2001. (1) Plant organ. a) Stalk + pod; b) Seed; c) Together. (2) Se load in spring 1995, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. Remark: Maximum uptake of other elements ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Amennyiben arra a kérdésre keressük a választ, hogy hány hasonló repcetermés kellene ahhoz, hogy a talaj $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ szennyezése növényi felvétel útján eltűnjön, arra a következtetésre jutunk, hogy ehhez a szelén esetében kereken 163 év, a cinknél 2477 év, a réznél 9 ezer év, a krómnál 27 ezer év, a Cr(VI), illetve ólom esetében pedig 75 ezer év kellene. Ezek természetesen csupán mechanikus számítások, nem életszerűek, csupán a fitoremediáció elvi korlátaira utalnak. A fitoremediáció szerintünk csak enyhén szennyezett területek tisztítására alkalmas és akkor juthat szerephez, ha valamilyen hiperakkumulátor növényfajjal rendelkezünk.

A szennyezetlen kontrolltalajon termesztett repce aratáskori átlagos összetételének és elemfelvételének adatait a 195. táblázat közli. Megállapítható, hogy a repce, más olajnövény magjához hasonlóan, gazdag volt N, P, S, Fe, Mn, Zn, Cu, Mo és Cr elemekben. A melléktermésben akkumulálódott viszont nagyobb koncentrációban a Ca, K, Na, Sr, Al, B, Ba, sőt a S is. Az As, Cd, Co, Hg és Pb a $0,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ kimutatási határ alatt volt mind a magban, mind a melléktermésben. Az elemfelvételek kapcsán $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ mag, illetve $6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ melléktermés átlagos légszáraz tömegével számoltunk. A magba kevés elem épült be. Csupán a Zn és a Cr mennyisége haladta meg a melléktermés készletét, míg a Mo közel arányosan oszlott meg a vegetatív és a generatív növényi rész között.

A makroelemek közül számottevő volt a magba épült N és P tömege, mely az összes kivont mennyiség több mint 40%-át képviselte. Ugyanakkor a Mg 78, a S 89, a K 90, illetve a Ca 96%-át a melléktermésben találtuk, mely kombájn betakarításnál visszakerül a talajba. Karbonátos és kötöttebb talajokon a Ca, Mg és K pótlásáról tehát nem kell gondoskodnunk, bár a növény úgynevezett fajlagos, azaz az 1 t mag + a hozzá tartozó melléktermés Ca-, K- és Mg-igénye óriási. A 195. táblázatban kereken $78-46-96-158-27 = \text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O-CaO-MgO}$ $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$ fajlagos értékeket kaptunk.

Ezek az emelkedett fajlagosak részben az igen tág melléktermés/főtermés arányból, illetve a Ca és Mg esetében részben a karbonátos termőhely jellegéből adódnak. A hazai szaktanácsadásban az $55-35-43-50-10 = \text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O-CaO-MgO}$ $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$ fajlagosakkal számolnak (Antal et al., 1979; Antal, 1987). Megemlítjük, hogy a mezőföldi mészlepedékes csernozjom talajon folyt tartamkísérleteinkben szintén

emelkedett fajlagos elemtartalmakat mértünk. Így pl. a N 109–140 kg, a P₂O₅ 44–60 kg, a K₂O 130–166 kg, a CaO 110–225 kg, a MgO 36–46 kg·t⁻¹ között ingadozott a talaj NPK-kínálata függvényében (Kádár *et al.*, 2001a,b; Kádár & Kastori, 2003).

195. táblázat. Az őszi repce átlagos összetétele és elemfelvétele a szennyezetlen talajon aratáskor 2001-ben

(1) Elem	(2) Elemtartalom		(5) Elemfelvétel		
	(3) Szár+becő	(4) Mag	(3) Szár+becő	(4) Mag	(6) Összes
	%		kg·ha ⁻¹		
Ca	1,80	0,52	108,0	5,2	113,2
K	1,20	0,84	72,0	8,4	80,4
N	0,75	3,26	45,0	32,6	77,6
S	0,68	0,50	40,8	5,0	45,8
Mg	0,21	0,35	12,6	3,5	16,1
P	0,20	0,83	12,0	8,3	20,3
	mg·kg ⁻¹		g·ha ⁻¹		
Na	124	6	744	6	750
Sr	86	21	516	21	537
Fe	47	122	282	122	404
Mn	31	44	186	44	230
B	23	14	138	14	152
Al	20	16	120	16	136
Zn	6,5	41,2	39,0	41,2	80,2
Ba	5,8	1,2	34,8	1,2	36,0
Cu	1,7	3,3	10,2	3,3	13,5
Se	0,5	1,0	3,0	1,0	4,0
Ni	0,3	0,1	1,8	0,1	1,9
Mo	0,1	0,5	0,6	0,5	1,1
Cr	<0,1	0,4	<0,1	0,4	0,4

Megjegyzés: Az As, Cd, Co, Hg, Pb elemek a 0,1 mg·kg⁻¹ kimutatási határ alatt maradtak. A felvett 1 t·ha⁻¹ mag- és 6 t·ha⁻¹ melléktermés átlagos légszáraz tömeggel számoltuk

Table 195. Mean composition and uptake of winter rape on untreated calcareous sandy soil in Órbottyán at harvest in 2001. (1) Element. (3) Element content. (3) Stalk + pod. (4) Seed. (5) Element uptake. (6) Total. Remark: Quantities of As, C, Co, Hg and Pb were below the 0.1 mg·kg⁻¹ detection limit. Uptake was calculated for an average air-dry mass of 1 t·ha⁻¹ seed and 6 t·ha⁻¹ by-products.

Összefoglalás

– Az őszi káposztarepce 10 hónapos tenyészideje alatt összesen 545 mm csapadékot kapott. A száraz őszi és téli időszak miatt a magtermés alig 1 t·ha⁻¹, a melléktermés 5 t·ha⁻¹ mennyiséget ért el a szennyezetlen talajon. A növekvő Se-terhelés nyomán a magtermés igazolhatóan 45%-kal, a melléktermés 22%-kal csökkent a kontrollhoz képest a 7. éves utóhatás eredményeképpen. Egyéb elemek utóhatása nem volt igazolható.

– Az aratáskori szalmában szennyezett talajon a maximális Cr-koncentráció a Cr(III)-kezelésben 0,4, a Cr(VI)-kezelésben 1,6 mg·kg⁻¹ volt. A magban a Cr-dúsulás egyik kezelésben sem volt igazolható. Az Pb-tartalom elérte a 0,6 mg·kg⁻¹ értéket az ólommal erősen szennyezett talajon, de a magban minden esetben mérőhatár alatt maradt. A Cu-tartalom is alig emelkedett a magban, a Zn pedig a növekvő Zn-terhelés ellenére

nem változott. A melléktermésben a Cu és a Zn megkétszereződött ugyanott. A szelén hiperakkumulációt mutatott mindkét növényi részben, két nagyságrendbeli dúsulással. A repce magja élelmezési, melléktermése takarmányozási célra alkalmatlanná vált az extrém Se-akkumuláció miatt.

– A repce aratáskori föld feletti termésébe a Cr(III)-kezelésben 2,8, a Cr(VI)-kezelésben $10 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ Cr épült be. A maximális Pb-, Cu-, Zn- és Se-felvétel 3,6, 30, 109 és $1660 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ volt. A felvett Se 93%-át a melléktermés akkumulálta. Ahhoz, hogy pl. a $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ talajszennyezés eltűnjön fitoremediációval az Se esetében 163, a cinknél 2477, a réznél 9 ezer, a krómnál (Cr-VI-kezelés) 27 ezer, illetve ólomnál 75 ezer év kellene elméletileg azonos termesztési viszonyokat feltételezve.

– A szennyezetlen kontrolltalajon a repce 1 t mag + a hozzá tartozó melléktermésével $78-46-96-158-27 = \text{N}-\text{P}_2\text{O}_5-\text{K}_2\text{O}-\text{CaO}-\text{MgO} \text{ kg} \cdot \text{t}^{-1}$ fajlagos tartalmat mutatott. Ez a hazai szaktanácsadásban ajánlott fajlagosakat a K_2O esetében mintegy 2-szeresen, míg a CaO és MgO esetén 3-szorosan haladja meg, részben az igen tág melléktermés/főtermés arányra, részben a karbonátos termőhelyre visszavezethetően.

Effect of microelement loads on rape in 2001 (Summary)

– In the course of the 10-month vegetation period, the winter rape crop received a total of 545 mm precipitation. Due to the dry weather in autumn and winter, the seed yield hardly reached $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ and the by-product yield was $5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ on the untreated soil. In response to rising rates of Se the seed yield dropped significantly by 45% and the by-product yield by 22% compared with the control, when the carry-over effect was examined in the 7th year. The carry-over effect of the other elements was not significant.

– On contaminated soil the maximum Cr concentration in the straw at harvest was 0.4 and $1.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in the Cr(III) and Cr(VI) treatments, respectively. There was no significant Cr accumulation in the seed in either treatment. The Pb content reached $0.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ on soil severely loaded with lead, but in all cases the content in the seed was below the detection limit. The Cu content, too, increased hardly perceptibly in the seed, and the Zn content did not change as the Zn rate increased. In the by-products, however, the Cu and Zn contents both doubled. Selenium exhibited hyperaccumulation in both plant organs, with a concentration increase of two orders of magnitude, making the rape seed and the by-products unsuitable for human and animal consumption, respectively.

– The quantity of Cr incorporated into the aboveground yield of rape at harvest amounted to 2.8 and $10 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ in the Cr(III) and Cr(VI) treatments, respectively. The maximum uptake of Pb, Cu, Zn and Se was 3.6, 30, 109 and $1660 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$, respectively. Some 93% of the Se absorbed was accumulated in the by-products. The time required for the complete phytoremediation of soil contaminated with the $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ rate would be 163 years for Se, 2477 years for zinc, 9000 years for copper, 27,000 years for chromium Cr(VI) and 75,000 years for lead, assuming the same farming conditions.

– On the untreated control soil the specific element content of 1 t seed + the associated by-products ($\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$) was 78 for N, 46 for P_2O_5 , 96 for K_2O , 158 for CaO and 27 for MgO. This is around twice the specific contents recommended by the Hungarian extension service for K_2O and three times as high for CaO and MgO, partly due to the very wide by-product/main product ratio and partly as a consequence of the calcareous soil.

Mikroelem terhelés hatása a kukoricára 2002-ben

A vetés 2002. április 15-én történt kézi puskával 70 x 25 cm térállásban 5-7 cm mélyre Juventus hidriddel és 15 kg/ha vetőmagnormával. Állománybonitálást végeztünk 4-6 leveles korban, címerhányáskor és éréskor. Betakarításkor megállapítottuk a parcellánként vett mintakévek feldolgozása alapján az alábbi terméjszámjellemzőket: csövek száma, meddő csövek száma, magtömeg g/cső, morzsolási arány %-a, szár/szem aránya, szem %-os aránya az összes földfeletti termésben. A 7 sor x 21 fő nettó parcellák kézi betakarítására október 16-án került sor.

A csapadékellátottságot az alábbi adatokkal jellemezzük. Áprilisban 30 mm, májusban 46 mm, júniusban 41 mm, júliusban 52 mm, augusztusban 98 mm, szeptemberben 59 mm eső hullott. A kukorica 6 hónapos tenyészideje alatt 326 mm csapadékot kapott összesen, mely közepes vízellátottságot jelentett. A növény termése is ennek megfelelően alakult: 4,4 t/ha szem, 6,5 t/ha szár, illetve 10,9 t/ha összes földfeletti légszáraz biomassa termett ezen a homokos, nem igazán kukorica termesztésre alkalmas talajon.

Eredmények értékelése

A 196. táblázatban bemutatott eredményeink szerint a Se és a Zn 90 kg/ha és a 270 kg/ha adagú kezelései okoztak terméseszkkenést, illetve a kukorica állományának fejlődésbeni gátlását a tenyészidő folyamán. Mérséklődött betakarításkor a növényenkénti átlagos csőszám, többszörösére emelkedett a meddő tövek %-a, visszaesett a morzsolási arány %-a. A toxicitás főképpen a generatív stádiumban volt kifejezett. Ebből adódóan drasztikusan a szemtermés eszkkent, tágult a szár/szem aránya, illetve mérséklődött a szem részaránya a földfeletti betakarított biomasszában. A Zn-terhelés toxicitása a Se-hez viszonyítva mérsékeltnek tűnhet. Annak ellenére, hogy a 2000-ben végzett mélyfúrásaink adatai szerint a Zn a 0-30 cm rétegben maradt, míg a Se NH₄-acetát+EDTA oldható készletének nagyobb része már a szántott réteg alá mosódott.

Kezelések hatását a betakarításkori légszáraz kukorica összetételére a 197. táblázatban tanulmányozhatjuk. Látható, hogy a szár Cr-tartalma mérsékelt, de igazolhatóan nő a Cr-terheléssel. A Cr(III) és a Cr(VI) forma között érdemi különbség nem mutatkozik. Az Pb és a Cu mozgása szintén gátolt a talaj-növény rendszerben, a kontrollhoz viszonyított dúsulás mindössze 2-3-szoros. A Zn koncentrációja több mint 4-szeresére, míg a Se kontrollhoz mért koncentrációja 421-szeresére ugrik. A szemtermésben a Cr és Pb tartalma szennyezett talajon is 0,1 mg/kg mérés határ alatt marad. A Cu-tartalom sem változik igazolhatóan. A Zn koncentrációja maximálisan mintegy 20%-kal nő, míg a Se dúsulása 662-szeresnek adódik a kontrollhoz képest. A Se tehát tömegárammal, a felfelé áramló vízzel akadálytalanul bejuthat a növénybe és a növénybeni transzportja sem gátolt.

196. táblázat. Terméscsökkenést okozó Se és Zn kezelések hatása a kukoricára 2002-ben

Vizsgált időpont és tulajdonság	Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
Bonitálás (1= igen gyengén, 5= igen jól fejlett állomány)						
05.21-én	4,0	3,3	3,7	2,0	1,6	3,3
07.04-én	3,3	3,3	2,0	1,0	1,7	2,4
09.10-én	3,3	4,0	1,7	1,3	1,9	2,6
Termésjellemzők betakarításkor 10.16-án						
Cső db/20 növény	22	15	16	17	5	17
Meddő cső %	2	7	16	25	8	13
Mag g/cső	96	99	69	32	28	74
Morzsolási arány%	81	83	77	74	6	79
Szem t/ha	4,4	4,0	2,0	1,0	2,0	2,8
Szár t/ha	6,5	6,9	4,5	3,8	2,6	5,4
Együtt t/ha	10,9	10,9	6,5	4,8	3,4	8,2
Szár/szem arány	1,5	1,7	2,2	3,8	0,8	2,3
Szem %-ban	40	37	31	21	11	32

Vizsgált időpont és tulajdonság	Zn-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
Bonitálás (1= igen gyengén, 5= igen jól fejlett állomány)						
05.21-én	4,3	3,7	3,7	3,3	1,6	3,8
07.04-én	4,3	3,3	2,7	2,3	1,7	3,2
09.10-én	4,7	3,7	2,7	2,3	1,9	3,3
Termésjellemzők betakarításkor 10.16-án						
Cső db/20 növény	21	21	16	15	5	18
Meddő cső %	5	7	5	13	8	7
Mag g/cső	106	105	99	61	28	93
Morzsolási arány %	84	81	82	74	6	80
Szem t/ha	4,5	4,2	3,8	1,9	2,0	3,6
Szár t/ha	7,2	6,7	5,6	4,5	2,6	6,0
Együtt t/ha	11,7	10,9	9,4	6,4	3,4	9,6
Szár/szem arány	1,6	1,6	1,5	2,4	0,8	1,8
Szem %-ban	38,0	39,0	40,0	34,0	11,0	38,0

A 9/2003. (III.13.) ESZCSM rendelete az élelmiszerek vegyi szennyezettségének mértékére az alábbi határértékeket közli élelmiszercsoportokra, illetve élelmiszerfajtákra mg/kg szárazanyagra vetítve: liszt, egyéb gabonaőrleményekben Hg 0,02; As 0,1; Cd 0,1; Pb 0,15; Cu 5, Zn 30. Száraz hüvelyesekben Hg 0,02; Cd 0,1; Pb 0,2; As 0,5. A Cu és Zn elemre nincs határérték. Szárított zöldségben Hg 0,05; Cd 0,5; Pb 1,0; As 2,0. A Cu és Zn elemre nincs határérték. A napraforgó magra adott szennyezettségi határkoncentrációk egyéb olajos magvakra is iránymutatóul szolgálhatnak. A rendelet Cr és Se elemekre nem ad útmutatást.

197. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz kukorica összetételére 2002. 10.08-án

1977. évi átlag: KÉZELÉSEK HATÁSA A RÉPSZÁRÚZ KÁRKOCSA ÖSSZETÉTELÉRE 2002. 10.10-án						
Elem és kezelés	Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
Száraz						
Cr(III)	0,4	1,3	1,8	3,6	1,1	1,8
Cr(VI)	0,5	1,2	1,5	3,2	1,1	1,6
Pb	1,4	2,5	3,3	3,9	1,3	2,8
Cu	9,3	11,5	16,1	20,8	3,0	14,5
Zn	31,4	53,1	76,1	131	25,4	73,0
Se	0,6	23,9	127	253	37,1	101
Szem						
Cr(III)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1
Cr(VI)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1
Pb	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1
Cu	1,7	1,7	1,7	1,7	0,3	1,7
Zn	21,6	21,7	22,8	26,7	2,2	23,2
Se	0,2	15,3	85,0	132	28,4	58,2

Megbecsültük a kukorica betakarításkori tömegével felvett mikroelemek mennyiségét is szennyezett talajokon. A 198. táblázatban összefoglalt eredmények szerint a mikroelemek döntően a szártermésben akkumulálódtak.

198. táblázat. Kezelések hatása a kukorica becsült elemfelvételére 2002. 10.08-án

Elem jele	Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	30	90	270		
Szár, g/ha						
Cr	3	9	13	25	7	12
Pb	10	18	23	27	7	19
Cu	65	80	113	146	20	101
Zn	226	356	426	592	132	400
Se	4	165	571	961	174	425
Szem, g/ha						
Cr	<1	<1	<1	<1	-	<1
Pb	<1	<1	<1	<1	-	<1
Cu	8	8	8	8	2	8
Zn	97	91	87	51	9	81
Se	1	61	170	132	49	91
Együtt, g/ha						
Cr	3	9	13	25	7	12
Pb	10	18	23	27	7	19
Cu	73	88	120	153	20	109
Zn	323	447	513	643	142	481
Se	5	226	741	1093	199	516

Megjegyzés: A termésnövekedést nem okozó Cr, Pb, Cu kezelésekben 7 t/ha leveles szár és 4,5 t/ha átlagos szemterméssel számolva

A Cr és az Pb szemtermésbe épült mennyisége, mint említettük a kimutatási határ alatt maradt, míg a felvett Cu mintegy 5%-a, a Zn 9%-a, Se 14%-a azonosítható a szemben. A legnagyobb 270 kg/ha terhelésnél a Cr 25, Pb 27, Cu 153, Zn 643, Se 1093 g/ha felvételt jelzett. Vajon hasonló termesztési viszonyok között hány „kukorica-év” kellene ahhoz, hogy a talaj 270 kg/ha szennyezése növényi felvétel útján eltűnjön? Nos, adataink szerint 10800 Cr-év, 10600 Pb-év, 1765 Cu-év, 420 Zn-év és 247 Se-év. A fitoremediáció enyhén szennyezett területek tisztításában lehet tehát hatékony, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfajjal rendelkezünk. A Se-szennyezés esetén erre a kukorica is alkalmas lehet, de a termés Se-nel erősen szennyeződhet.

A betakarításkori kukorica átlagos összetételének és elemfelvételének adatait a 199. táblázat közli szennyezetlen kontroll talajon. A N és a P elemeket kivéve, a szár minden egyéb összetevőben gazdagabb volt, mint a szem. A betakarításkori kukorica szem + szár termésével jelentős mennyiségű tápelem távozott a talajból: N 149 kg, Ca 79 kg, K 64 kg, P 35 kg, Mg 33 kg, S 22 kg, ha-onként. Kombájn betakarításnál azonban a felvett Ca 97%-a, Mg 82%-a, K 75%-a, S 68%-a, P 60%-a el sem kerül a tábláról, illetve leszántásra kerül.

199. táblázat. A kukorica átlagos összetétele és elemfelvétele aratáskor szennyezetlen talajon 2002-ben

Elem Jele	Mérték- egység	Elemtartalom		Mérték- egység	Elemfelvétel			
		Szár	Szem		Szár	Szem	Összes	Fajlagos*
N	%	0,80	2,07	kg/ha	56	93	149	33
Ca	%	1,10	0,04	kg/ha	77	2	79	18
K	%	0,68	0,35	kg/ha	48	16	64	14
Mg	%	0,39	0,13	kg/ha	27	6	33	7
P	%	0,30	0,32	kg/ha	21	14	35	8
S	%	0,22	0,15	kg/ha	15	7	22	5
Fe	mg/kg	399	15	g/kg	2793	68	2861	636
Al	mg/kg	340	2	g/kg	2380	9	2389	531
Mn	mg/kg	168	7	g/kg	1176	32	1208	268
Sr	mg/kg	49	<1	g/kg	343	<1	343	76
Zn	mg/kg	31	20	g/kg	217	90	307	68
Na	mg/kg	18	12	g/kg	126	54	180	40
B	mg/kg	13	<1	g/kg	91	<1	91	20
Cu	mg/kg	9	2	g/kg	63	9	72	16
Ba	mg/kg	6	<1	g/kg	42	<1	42	9
Pb	mg/kg	1,4	<1	g/kg	9,8	<1	10	2
Ni	mg/kg	0,6	<1	g/kg	4,2	<1	4	<1
Se	mg/kg	0,6	0,2	g/kg	4,2	0,9	5	1
Cr	mg/kg	0,4	<1	g/kg	2,8	<1	3	<1
Co	mg/kg	0,3	<1	g/kg	2,1	<1	2	<1
Mo	mg/kg	0,2	<1	g/kg	1,4	<1	2	<1

Megjegyzés: A szemben Sr 0,12 mg/kg, B 0,52 mg/kg, Ba 0,10 mg/kg átlagosan. Az As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Pb, Mg 0,1 mg/kg méréshatár körül vagy alatt. A felvétel 7 t/ha leveles szár és 4,5 t/ha légszáraz szemterméssel számolva. *Az 1 szem és a hozzátartozó melléktermés elemtartalma.

A fajlagos, azaz az 1 t szem + a hozzátartozó melléktermés fajlagos elemtartalma az alábbiak adódik: 33 kg/t N, 25 kg/t CaO, 17 kg/t K₂O, 16 kg/t P₂O₅, 12 kg/t MgO. A hazai szaktanácsadásban 25-11-22-8-3= N-P₂O₅-K₂O-CaO-MgO kg/t fajlagosak az elfogadottak (Antal 1987). A termőhely Ca-ban és Mg-ban gazdag, míg K-ban viszonylag szegény, mely tükröződik a fajlagos mutatókban. A Ca és Mg pótlásáról természetesen karbonátos termőhelyeken egyébként is eltekintünk. Az emelkedett fajlagos P-tartalom a talaj kielégítő P-kínálatáról, illetve az évente adott 100 kg/ha P₂O₅ adag talajgazdagító hatásáról tanúskodik.

Összefoglalás

- A kukorica 6 hónapos tenyészideje alatt összesen 326 mm csapadékot kapott viszonylag kedvező eloszlásban, így 2002-ben 4,4 t/ha szem és 6,5 t/ha szártermés képződött. A nagyobb 270 kg/ha Se és Zn terhelés 7. éves utóhatása nyomán a szemtermés kevesebb, mint ¼-ére, illetve felére esett vissza. Toxicitás főként a generatív fázisban volt kifejezett. Egyéb elemek depresszív hatása nem volt igazolható.

- Mérsékelten emelkedett a Cr, Pb, Cu koncentrációja az aratáskori szártermésben, a szemben azonban a dúsulás nem volt igazolható. A Zn a szárban 4-szeresére, a szemben 20%-kal nőtt a kontrollhoz viszonyítva. A Se hiperakkumulációt mutatott, mind a szárban, mind a szemben több százszorosára dúsult. A kukorica szem- és szár termése takarmányozási célra egyaránt alkalmatlanná vált az extrém Se-akkumuláció miatt. A 11 t/ha aratáskori földfeletti biomasszába 25 g Cr, 27 g Pb, 153 g Cu, 643 g Zn és 1093 g Se épült be. A fitoremediáció hasonló kísérleti körülmények esetén 10800 Cr-évet, 10600 Pb-évet, 1765 Cu-évet, 420 Zn-évet és 245 Se-évet igényelne a 270 kg/ha elemfelvételkor.

- Szennyezetlen talajon a fajlagos, azaz 1 t szem + a hozzátartozó melléktermés átlagos elemtartalma 33-16-17-25-12 = N-P₂O₅-K₂O-CaO-MgO kg/t volt. A termőhely karbonátos, Ca és Mg elemekben és a 100 kg/ha/év P₂O₅ trágyázás nyomán P-ban is gazdag, míg K-ban szegény homoktalaj. Mindez tükröződik az emelkedett fajlagos Ca, Mg, P, illetve viszonylag kisebb K fajlagos mutatóiban.

Mikroelem-terhelés hatása a mustárra 2003-ban

A fehér mustárt kukorica elővetemény után 2003. április 7-én vetettük el Silenda fajtával 2-3 cm mélyre gabona sortávolságra, 20 kg/ha vetőmagnormával. Állománybonítást végeztünk a tenyészidő folyamán kelés idején, törőzsás korban, virágzáskor és aratás előtt. A betakarítás augusztus 8-án történt. A fő/melléktermés arányának megállapítása, valamint a laborvizsgálatok céljaira nettó parcellánként 8-8 fm = 1-1 m² földfeletti mintakévet vettünk.

A csapadékelátottságról. Áprilisban 12 mm, májusban 32 mm, júniusban 8 mm, júliusban 57 mm eső hullott. A mustár 4 hónapos tenyészideje alatt mindössze 109 mm csapadékot kapott. Száraz volt a tavasz és a nyár egyaránt, a vízhiány miatt mindössze 5 t/ha körüli földfeletti légszáraz biomassa képződött betakarításkor. A magtermés 1 t/ha alatt maradt. A mustár egyaránt megsínylette a tavaszi szárazságot keléskor, valamint a nyári aszályt éréskor.

Eredmények értékelése

A 200. táblázatban bemutatott eredményeink szerint a Se-terhelés a kelést érdemben nem befolyásolta, a későbbi fejlődést viszont igazolhatóan gátolta. A toxicitás legkifejezettebben a generatív stádiumban, az éréskor jelentkezett a 90 kg/ha, illetve a 270 kg/ha adagú parcellákon. A maximális Se-terhelés nyomán a magtermés 85%-kal, a melléktermés 68%-kal csökkent a szennyezetlen kontroll talajon mérthez képest. A melléktermés/főtermés aránya több mint 2-szeresére tárgult. Az aratás idején mért átlagos növénymagasság 96 cm-ről 53 cm-re süllyedt. A 9 évvel ezelőtt kijuttatott Na₂SeO₃ ezen a jól szellőzőtt karbonátos talajon Ca-szelenáttá alakulhatott és vizsgálataink szerint a szántott réteg alá mosódott. Ez magyarázhatja a Se-toxicitás erősödését tenyészidő során, amennyiben a mustár gyökérzete egyre mélyebb talajrétegeket elérve növekvő Se-szennyezéssel kerülhetett érintkezésbe.

A Zn-terhelés esetén ilyen érdemi vertikális elmozdulásról nem beszélhetünk, hiszen méréseink szerint Zn a bevitel helyén, a felső 0-30 cm rétegben maradt. A depresszió a kelést követően itt is nyomon követhető, de maximálisan csupán 36-38%-ot ér el és nem különbözik mértéke a vegetatív és a generatív szervekben. A melléktermés/főtermés aránya nem változik. Növénymagasság a legnagyobb Zn-terhelésnél igazolhatóan 1/3-ával esik vissza. Összefoglalóan megállapítható, hogy ezen az eredetileg gyenge Zn-ellátottságú karbonátos homoktalajon a Zn toxicitása a korábbi évekhez viszonyítva erősen csökkent.

Kezelések hatását az aratáskori légszáraz mustár összetételére a 201. táblázatban tanulmányozhatjuk. Látható, hogy a Cr mérsékelten dúsul a szárban néhány mg/kg koncentrációt elérve főként a Cr(VI) kezelésben. Az Pb 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt marad szennyezett talajon is. Kevésbé emelkedik a Cu-tartalom, bár igazolhatóan. A Zn mennyisége csaknem 3-szorosára nő, míg a Se koncentrációja a kontrollon mért 1070-szeresére ugrik. Magtermésben a Cr a Cr(VI) kezelésben azonosítható csupán, az Pb itt is kimutatási határ alatt marad.

200. táblázat. A terméscsökkenést okozó Se és Zn kezelések hatása a mustárra 2003-ban

(1) Vizsgált időpont és tulajdonság	(2) Se-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
A) Bonitálás (1= igen gyengén, 5= igen jól fejlett állomány)						
04.18-án	4,5	4,2	4,4	4,5	0,5	4,4
05.07-én	4,4	4,2	3,0	2,5	0,6	3,5
06.02-án	4,7	4,2	4,5	3,0	0,6	4,1
07.28-án	4,3	4,0	2,7	1,7	0,7	3,2
B) Termésjellemzők betakarításkor 08.04-én						
a) Mag t/ha	0,81	0,72	0,38	0,12	0,32	0,51
b) Szár becővel t/ha	4,23	4,42	2,57	1,34	0,96	3,14
c) Együtt t/ha	5,04	5,13	2,96	1,46	1,25	3,65
d) Melléktermés/mag	5,2	6,5	8,5	11,6	2,9	8,0
e) Növénymagasság, cm	96,0	98,0	69,0	53,0	20,0	79,0

(1) Vizsgált időpont és tulajdonság	(2) Zn-terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
A) Bonitálás (1= igen gyengén, 5= igen jól fejlett állomány)						
04.18-án	4,5	4,3	4,4	4,4	0,5	4,4
05.07-én	4,4	4,4	3,5	3,5	0,6	4,0
06.02-án	4,6	4,0	3,5	3,0	0,6	3,8
07.28-án	4,8	4,5	4,0	3,0	0,7	4,1
B) Termésjellemzők aratáskor, 08.04-én						
a) Mag t/ha	0,86	0,75	0,65	0,53	0,32	0,70
b) Szár becővel t/ha	4,70	4,27	3,26	2,99	0,96	3,80
c) Együtt t/ha	5,56	5,02	3,91	3,52	1,25	4,50
d) Melléktermés/mag	5,5	5,7	5,0	5,6	2,9	5,4
e) Növénymagasság, cm	97,0	90,0	81,0	64,0	20,0	83,0

Table 200. Yield-reducing effect of Se and Zn treatments on mustard grown on calcareous sandy soil in Órbottyán in 2003. (1) Date, yield parameter. (2) Se/Zn Loads in spring 1995, kg·ha⁻¹. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. a) Seed; b) Stem + pods; c) Together; d) By-product/seed; e) Plant height, cm. (2)–(4): see Table 2. A. Scoring (1 = Very poorly developed stand, 5 = Very well developed stand). B. Yield parameters at harvest on 4 August.

Mérsékelten, de bizonyíthatóan nőtt a Cu és Zn készlete a terheléssel. A Se koncentrációja viszont a magban is három nagyságrenddel emelkedett. A Se tehát korlátlanul bejuthat a növényi gyökerekbe és a növényen belüli transzportja sem gátolt hiperakkumulációt mutatva. A mustár toxicitása az aratáskori légszáraz termés a 400 mg/kg Se-koncentráció körüli értékénél következett be.

A mustár elemfelvételét is megbecsültük az egyes kezelésekben. Amint a 202. táblázatban látható, a felvett mikroelemek zöme a melléktermésben halmozódott fel. A maximális Cr-felvétel a Cr(III) kezelésben 8, a Cr(VI) kezelésben 16 g/ha mennyiséget tett ki. Az Pb kimutatási határ 1 g/ha alatt maradt. A Cu 33 g/ha, Zn 197 g/ha, a Se 949 g/ha felvételt mutatott.

201. táblázat. Kezelések hatása a légszáraz mustár összetételére 2003. 08.04-én

(1)Elem és kezelés	(2) Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Szár becővel, mg/kg						
Cr(III)	0,1	0,3	0,9	1,8	1,1	0,8
Cr(VI)	0,2	0,9	1,8	3,4	1,1	1,6
Pb	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Cu	3,6	3,8	5,9	6,0	1,5	4,6
Zn	18,1	30,5	42,3	51,6	9,5	35,6
Se	0,6	70,1	413,0	642,0	74,9	281,4
Mag, mg/kg						
Cr(III)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	0,1
Cr(VI)	<0,1	0,1	0,2	0,5	0,3	0,2
Pb	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	<0,1
Cu	5,5	5,8	7,5	8,0	1,4	6,7
Zn	61,8	72,8	75,2	81,0	7,3	72,7
Se	0,5	116,9	415,0	694,5	77,2	306,7

Table 201. Effect of microelement loads on the element composition (mg·kg⁻¹) of airdry mustard on 4 August 2003. (1) Element and treatment. (2)–(4): see Table 200.

202. táblázat. Kezelések hatása a mustár becsült elemfelvételére aratáskor 2003-ban

2002. évi vizsgálatok: Készítések határára a mustár becsúszott elemiértékére átlaskor 2000. év						
(1) Elem és kezelés	(2) Terhelés 1995 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
A, Leveles szár becővel, g/ha						
Cr(III)	<1	1	4	8	3	3
Cr(VI)	<1	4	8	15	7	7
Pb	<1	<1	<1	<1	-	<1
Cu	16	17	26	27	6	22
Zn	85	130	138	154	22	127
Se	2	310	1061	866	74	560
B, Mag, g/ha						
Cr (III)	<1	<1	<1	<1	-	<1
Cr (VI)	<1	<1	<1	<1	-	<1
Pb	<1	<1	<1	<1	-	<1
Cu	4	5	6	6	2	5
Zn	53	55	49	43	7	50
Se	<1	84	158	83	36	81
C, Együtt, g/ha						
Cr (III)	<1	1	4	8	3	3
Cr (VI)	<1	4	8	16	7	7
Pb	<1	<1	<1	<1	-	<1
Cu	20	22	32	33	8	27
Zn	138	185	186	197	33	177
Se	2	394	1219	949	94	641

Megjegyzés: A terméscsökkenést nem okozó Cr(III), Cr(VI), Pb, Cu kezelésekben 4,5 t/ha mellékterméssel és 0,8 t/ha átlagos magterméssel számolva

Table 202. Effect of microelement loads on the estimated element uptake (g·ha⁻¹) of mustard grown on calcareous sandy soil in Órbottyán at harvest in 2003. (1)–(4): see Table 201. A. Leafy stems + pods. B. Seed. C. Together. Note: In Cr(III), Cr(VI), Pb and Cu treatments not causing yield declines, mean values of 4.5 t·ha⁻¹ by-products and 0.8 t·ha⁻¹ seed yield were applied.

Megemlítjük, hogy a terméscsökkenést nem okozó Cr(III), C(VI), Pb és Cu kezelésekben 4,5 t/ha átlagos mellékterméssel, illetve 0,8 t/ha átlagos magterméssel számoltunk. Hasonló körülmények között a 270 kg/ha Cr felvételéhez a Cr(III) kezelésben 33750, a Cr(VI) kezelésben 16675, Cu kezelésben 8182, Zn kezelésben 1370, Se kezelésben 285 évre volna szükség. A fitoremediáció módszere tehát csak az enyhén szennyezett talajok tisztításakor alkalmazható, amennyiben megfelelő hiperakkumulátor növényfajjal rendelkezünk.

A betakarításkori mustár átlagos összetételének és elemfelvételének eredményeit a 203. táblázatban foglaltuk össze. Megállapítható, hogy főként a magban dúsult a N, S, P a makroelemek közül. A mikroelemeknél közel azonos koncentrációt találtunk a fő-és melléktermésben a Fe, Zn, Se és Ni esetében.

203. táblázat. A mustár átlagos összetétele és elemfelvétele aratáskor szennyeztelen talajon 2003-ban

(1)Elem jele	(2)Mérték egység	(3)Elemtartalom		(2)Mérték- egység	(5) Elemfelvétel			
		(3)Szár	(4)Mag		Szár	Mag	Összes	Fajlagos*
Ca	%	2,86	0,68	kg/ha	128,7	5,4	134	168
N	%	2,36	5,90	kg/ha	106,2	47,2	153	191
K	%	1,87	1,04	kg/ha	84,2	8,3	92	115
S	%	0,87	1,91	kg/ha	39,2	15,3	54	68
P	%	0,26	0,90	kg/ha	11,7	7,2	19	24
Mg	%	0,22	0,31	kg/ha	9,9	2,5	12	15
Sr	mg/kg	89	18	g/ha	400	14	414	518
Fe	mg/kg	80	88	g/ha	387	70	457	571
Zn	mg/kg	85	62	g/ha	382	50	432	540
Na	mg/kg	69	25	g/ha	310	20	330	412
Al	mg/kg	48	6	g/ha	216	5	221	276
Mn	mg/kg	37	28	g/ha	166	22	188	235
B	mg/kg	21	10	g/ha	94	8	102	128
Cu	mg/kg	16	6	g/ha	72	5	77	96
Ba	mg/kg	4,6	0,6	g/ha	21	0,5	21	26
Mo	mg/kg	0,6	0,5	g/ha	3	0,4	3	4
Se	mg/kg	0,6	0,5	g/ha	3	<1,0	3	4
Ni	mg/kg	0,5	0,5	g/ha	2	<1,0	2	2
Cd	mg/kg	0,3	0,1	g/ha	1	<1,0	1	1

Megjegyzés: As, Cr, Co, Pb, Hg 0,1 mg/kg méréshatár körül vagy alatt. Felvétel 4,5 t/ha légszáraz mellékterméssel és 0,8 t/ha átlagos szemterméssel számolva. *Fajlagos: Az 1 t szemtermés és a hozzátartozó melléktermés elemtartalma.

Table 203. Mean element composition and element uptake of mustard at harvest in the control treatment of the microelement load experiment set up on calcareous sandy soil in Órbottyán in 2003. (1) Element symbol. (2) Element content. (3) Stem. (4) Seed. (5) Element uptake. (6) Total. (7) Specific. Note: Values of As, Cr, Co, Pb and Hg were below the 0.1 mg·kg⁻¹ detection limit. Element uptake was calculated for an air-dry byproduct yield of 4.5 t·ha⁻¹ and a mean seed yield of 0.8 t·ha⁻¹. *Specific: Element content of 1 t seed yield + the relevant by-products.

Az As, Cr, Co, Pb, Hg 0,1 mg/kg méréshatár körül vagy alatt maradt mind a generatív, mind a vegetatív szervekben. A legtöbb vizsgált elemben tehát a melléktermés gazdagabb. A kísérletünkben kapott igen tág melléktermés/főtermés aránya miatt is a felvett elemek zömét a melléktermés építette testébe. A magtermésben az összes felvett Ca 4, K 9, Mg 21, S 28, N 31, P 36%-a található.

Az 1 t mag + a hozzátartozó melléktermés úgynevezett fajlagos elemtartalma az aszályos évben kapott tág melléktermés/főtermés aránya miatt kiugróan nagy. A hazai szaktanácsadásban elfogadott az $50-25-40-35-3=N-P_2O_5-K_2O-CaO-MgO$ kg/t fajlagos mutató (Antal 1987). Kísérleti körülményeik között 191-55-138-280-25= N-P₂O₅-K₂O-CaO-MgO kg/t fajlagos tartalmakat kaptunk. Tehát a P és a K 2-3-szor, a N közel 4-szeresen, a Ca és Mg mintegy a 8-szorosan haladja meg a hazai ajánlást.

A kis termésben az ásványi elemek betöményedtek a szövetekben és különösen a Ca és Mg ezen a meszes/karbonátos termőhelyen. A fenti tényezők együttesen eredményeztek ilyen extrémén nagy fajlagosakat. Ezek nem ajánlhatók természetesen a szaktanácsadásnak, hiszen félrevezetőek, illetve túltrágyázásra ösztönöznének. Valójában a száraz évben nem hasznosult trágyaszereket a következő évi növény hasznosíthatja. Kombájn aratásnál pedig a felvett elemek zöme egyébként is a talajon marad és leszántásra kerül. Karbonátos termőhelyen a Ca és Mg, illetve kötöttebb talajon a K pótlása válhat feleslegessé.

Összefoglalás

- A száraz tavasz és az aszályos nyári időjárás eredményeképpen kis termések képződtek. A magtermés 0,8 t/ha, a szár + becő melléktermés 4,5 t/ha légszáraz tömeget ért el. A kísérlet 9. évében főként a Se, és részben a Zn 90 kg/ha, illetve 270 kg/ha utóhatása bizonyult toxikusnak. A Se-toxicitás döntően a generatív fázisban jelentkezett, a kontrollon mért szemtermés 85%-kal csökkent, az átlagos növénymagasság 96 cm-ről 53 cm-re mérséklődött, melléktermés/főtermés aránya 5-ről 12-re tágult. A Na₂SeO₃ formában adott Se nagyobb része Ca-szelenátként már az altalajba mosódott.

- Az Pb szennyezett talajon sem volt kimutatható a mustár szerveiben. A Cr 2-3 mg/kg koncentrációt ért el a melléktermésben és 0,5 mg/kg mennyiséget a magban a Cr(VI) kezelésben. A Cu 2-3 mg/kg értékkel nőtt a nagyobb Cu-terheléssel, a Zn maximálisan 20 mg/kg-mal a magban és 33 mg/kg értékkel a szárban. A Se hiperakkumulációt mutatott 3-nagyságrendbeli dúsulással a kontrollhoz viszonyítva. A mustár magja élelmezési, hajtása/szára takarmányozási célokra alkalmatlanná vált az extrém Se-szennyezés eredményeképpen.

- A felvett Cr 8 g (CrIII kezelés), 16 g (CrVI kezelés), Cu 33 g, Zn 197 g, Se 949 g mennyiséget tett ki ha-onként aratáskor a földfeletti biomasszában. Az Pb méréshatár 1 g/ha alatt maradt. A 270 kg/ha Cr felvételéhez hasonló körülmények között 16675 évre (CrVI kezelés), Cu kivonásához 8182 évre, Zn esetén 1370 és a Se esetében 285 évre volna szükség. A fitoremediáció módszere nem tűnik hatékonynak erősen szennyezett talajok tisztításában.

- Az 1 t szem + a hozzátartozó melléktermés úgynevezett fajlagos elemtartalma extrém nagy értékeket mutatott: a P és a K készlete 2-3-szor, N közel 4-szer, a Ca és Mg 8-szorosan haladta meg a hazai szaktanácsadásban elfogadott tartalmakat részben az igen tág melléktermés/főtermés aránya, illetve az aszály miatt betöményedő ásványi elemkoncentrációk miatt. Nem ajánlhatók tehát a mustár elemigényének becsléséhez, félrevezetőek lehetnek. Valójában a száraz évben fel nem vett tápelemeket a következő évi növény hasznosíthatja, a trágyaigény csökkenhet. Kombájn aratásnál a felvett elemek zöme egyébként is a táblán marad, leszántják. Karbonátos termőhelyeken a Ca és Mg pótlása, kötöttebb talajokon a K-trágyázás válik feleslegessé.

Effect of microelement loads on mustard in 2003 (Summary)

– As a consequence of the dry spring and droughty summer, the yields were low: the seed yield had a dry mass of $0.8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ and the by-products (stem + pods) $4.5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. In the 9th year of the experiment the carry-over effects of Se, and to some extent the 90 and $270 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ loads of Zn proved to be toxic. Se toxicity was manifested primarily in the generative phase, leading to an 85% drop in the seed yield compared with the control, while the mean plant height decreased from 96 to 53 cm and the by-product/main yield ratio increased from 5 to 12. The majority of the selenium applied as Na_2SeO_3 had already been leached into the subsoil as Ca selenate.

– Lead could not be detected in the organs of mustard even on contaminated soil. The chromium concentration reached a level of $2\text{--}3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in the by-products and $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in the seed in the Cr(VI) treatment. The copper concentration rose by $2\text{--}3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ at higher Cu rates, while the zinc concentration rose to a maximum of 20 and $33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in the seed and stem, respectively. Selenium exhibited hyperaccumulation, with an increase of three orders of magnitude compared with the control. The mustard seed became unsuitable for human consumption and the stems for feeding purposes due to the extreme level of Se pollution.

– The element uptake amounted to 8 g and 16 g Cr in the Cr(III) and Cr(VI) treatments, respectively, 33 g Cu, 197 g Zn and 949 g Se per hectare in the aboveground biomass. The Pb quantity was below the $1 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ detection limit. A total of 16,675 years would be required for the elimination of the $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ rate of Cr in the Cr(VI) treatment, 8182 years for Cu, 1370 years for Zn and 285 years for Se. Phytoremediation does not appear to be a feasible solution for the cleansing of heavily polluted soils.

– The specific element contents of 1 t seed + the relevant by-products exhibited extremely high values, exceeding the values considered acceptable by the Hungarian extension service 2–3-fold for P and K, nearly 4-fold for N and 8-fold for Ca and Mg, due to the very high by-product/main product ratio and to the concentration effect of drought on mineral element contents. These values cannot therefore be recommended for the estimation of the nutrient requirements of mustard, as they would be misleading. In reality, the nutrients not absorbed in the dry year can be utilized by the crop grown in the following year, thus reducing fertilizer requirements. In the case of combine harvesting the majority of the nutrients remain in the field and are ploughed in. On calcareous soils it is unnecessary to apply Ca or Mg, while K fertilizer is not required on heavier soils.

Mikroelem-terhelés hatása a lucernára 2004-2008 között

Mivel a termőhely foszforral és káliummal egyaránt gyengén ellátottnak minősült, ezért 2003 őszén a lucerna telepítése előtt egységesen az egész kísérletben $400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$, illetve $800 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$ szántottunk alá szuperfoszfátot és 60%-os kálisó formájában. A téli csapadékkal a kálisó klorid ionja a mélyebb rétegekbe mosódhatott, és így nem gátolhatta a lucerna kelését, gyökérfejlődését. Az előtrágyázás (feltöltés) nyomán a kísérleti terület talaja mind P, mind a K ellátottság tekintetében „kielégítő” tartományba került elérve a $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ AL-P}_2\text{O}_5$, illetve $\text{AL-K}_2\text{O}$ tartalmat a szántott rétegben. A kedvező csapadék ellátottságon túl ez a körülmény is hozzájárulhatott ahhoz, hogy a lucerna 5 éven át megfelelő termést adjon.

Mintavételezés. Kapás kultúrákban a nettó parcellák területéről szedett átlagminta minimum 20 növényből vagy növényi részből áll. Kalászos kultúrákban $2 \times 4 = 8 \text{ fm} = 1 \text{ m}^2$ földfeletti növényi anyag képviseli az átlagmintát, reprezentálva a parcella állományát a szem/szalma arány, illetve a növényi összetétel megállapítása (laborvizsgálatok) céljából. A lekaszált termésből véletlenszerűen (random) gyűjtve, 20-20 pontból 1-1 marék anyagot vettünk parcellánként, átlagmintát képezve a szárazanyag és az elemtartalmak vizsgálatára. Megemlítjük, hogy a növényminták mosására nem kerül sor, így a porszennyezés lehetősége teljesen nem zárható ki a szennyezett talajfelszínből eredően.

A lucerna vízellátottságáról: 2004-2008 között extrém aszályos évünk nem adódott, részben ezért is volt képes az állomány 5 éven át fennmaradni és gazdaságilag értékelhető szénaterméseket adni. Az éves csapadék összegének minimuma 466 mm volt 2007-ben, míg a maximumot 619 mm -rel 2008 adta. A kísérleti telepen mért 46 év átlaga 569 mm . A havi csapadékösszegek között viszont már extrém különbségek adódnak. Így pl. 2008-ban február csapadégmentes volt, míg júliusban 156 mm eső hullott. A sokéves átlagok alapján a május-augusztus közötti időszak csapadékosabb 60 mm körüli havi összegekkel.

Eredmények értékelése

A lucerna szénatermését a kezelések igazolhatóan nem befolyásolták, ezért bemutatásuk a kezelések átlagában kaszálásonként és évenként történik a 204. táblázatban. Az adatokból látható, hogy a legnagyobb zöld és légszáraz széna-terméseket a telepítés 2. és 3. éveiben kaptuk, amikor 4 kaszálással $45\text{-}49 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ zöld, illetve $10\text{-}11 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ széna képződött. Az első és a negyedik, illetve az ötödik évben csökkent a kaszálások száma és a termés tömege. A termés döntő hányadát általában az 1. és a 2. kaszálás képezte. Ez alól kivételt 2005 jelentett, amikor a 2. éves állomány a bőséges augusztusi csapadéknak hála, még a 3. kaszálásnál is $12 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ zöld tömeget adott. A zöldbimbós lucerna légszárazanyag tartalma 19-34% között változott az egyes kaszálások között, átlagosan 26% volt. Az 5 év alatt összesen $45 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ szénatermés termett ezen a karbonátos homok termőhelyen.

204. táblázat. A lucerna átlagtermése kaszálásonként és évenként a mikroelem kísérlet 10-14. éveiben

(1)Kaszálás száma	(2) Vizsgált évek					(3) Átlag	(4) Összes
	2004	2005	2006	2007	2008		
Zöld hozam t·ha ⁻¹							
1.	15	10	16	16	12	14	69
2.	7	13	12	14	10	11	56
3.	3	12	9	5	8	7	37
4.	-	10	9	-	-	4	19
Összesen	25	45	49	35	30	36	181
Légszáraz anyag %							
1.	22	19	20	31	32	25	-
2.	23	29	19	27	30	26	-
3.	28	25	23	34	22	27	-
4.	-	22	22	-	-	22	-
Átlag	24	24	21	31	28	26	-
Légszáraz széna t·ha ⁻¹							
1.	3,2	1,9	3,3	4,5	3,8	3,3	16,7
2.	1,5	3,9	2,5	3,6	3,0	2,9	14,5
3.	0,8	3,1	2,3	1,7	1,8	1,9	9,7
4.	-	2,1	2,1	-	-	0,8	4,2
Összesen	5,5	11,0	10,2	9,8	8,6	9,0	45,1

A 205. táblázatban a Cr(III) kezelés hatása tanulmányozható a lucerna széna Cr-tartalmára. Az adatokból látható, hogy a kaszálások és az évek átlagában a Cr koncentrációja a kontrollon mért 2-4-szeresére emelkedik. A Cr közismerten nehezen mozog a talaj-növény rendszerben. Főként a gyökérben halmozódhat fel, a növénybeni transzportja gátolt. A mészlepedékes csernozjom talajon a Cr-mal erősen szennyezett kezelésben pl. a fiatal kukorica hajtásában 3 mg·kg⁻¹, míg a gyökerében 158 mg·kg⁻¹ Cr-tartalmat mértünk. A növéymintákat nem mostuk, tehát azok szennyeződése nem zárható ki. Az itt bemutatott 5 éves adatsorok mégis inkább arra utalnak, hogy az adott Cr(III) sóból valamennyi Cr folyamatosan felszabadul és a növények számára felvehetővé válik. Az előregedő lucerna az évekkel egyre kevesebb Cr elemet akkumulált hajtásában.

A lucerna Cr-felhalmozása érdemben nem tér el a Cr(VI) kezelésben. Itt is általában minimális a Cr beépülése a hajtásba, a kontrollon mért koncentráció néhányszorosára nőhet a terheléssel. Az előregedő állományban itt szintén mérséklődik a Cr-tartalom átlaga. A terhelés hatása viszont némileg kifejezettebbé válik az évekkel, legalábbis relatíve. Ez részben arra vezethető vissza, hogy a kromát vízzeloldható forma méréseink szerint 2006-ban már a 2-3 m rétegben dúsult, kimosódott. A lucerna gyökerei kétségkívül elérhették ezt a talajréteget idővel.

205. táblázat. Kezelések hatása a lucerna széna Cr, Pb és Cu tartalmára 2004-2008 között, a kaszálások átlagaiban. A kísérlet 10-14. évei

Között, a kaszatások átlagában. A kísérlet 10-14. évi						
(1)Kísérleti évek	(2) Elemterhelés 1995 tavaszán, kg·ha ⁻¹				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
Cr ₂ (SO ₄) ₃ kezelésben, Cr mg·kg ⁻¹						
2004	0,5	0,8	1,2	1,9	0,6	1,1
2005	0,3	0,6	0,7	0,9	0,5	0,6
2006	0,4	0,5	0,6	0,8	0,3	0,6
2007	0,3	0,4	0,6	0,7	0,3	0,5
2008	0,1	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2
K ₂ Cr ₂ O ₇ kezelésben, Cr mg·kg ⁻¹						
2004	0,4	0,5	0,8	1,4	0,5	0,8
2005	0,6	0,6	0,8	1,0	0,4	0,8
2006	0,4	0,5	0,7	1,2	0,4	0,7
2007	0,4	0,3	0,7	1,2	0,5	0,7
2008	0,1	0,2	0,4	0,7	0,2	0,3
Pb(NO ₃) ₂ kezelésben, Pb mg·kg ⁻¹						
2004	0,4	0,6	0,8	1,4	0,9	0,8
2005	0,4	0,4	0,6	0,9	0,6	0,6
2006	0,5	0,6	0,6	0,8	0,5	0,6
2007	0,2	0,3	0,5	0,5	0,4	0,4
2008	0,2	0,4	0,4	0,5	0,3	0,4
CuSO ₄ kezelésben, Cu mg·kg ⁻¹						
2004	5,3	7,3	8,6	9,7	2,3	7,8
2005	4,9	6,8	8,2	9,2	2,2	7,3
2006	6,7	8,6	9,4	10,4	2,8	8,8
2007	7,0	8,0	8,6	9,0	1,6	8,2
2008	6,7	7,6	8,6	9,2	1,8	8,1

A Pb szintén nehezen felvehető a növények számára, különösen hasonló karbonátos talajokon. Főként a gyökérben akkumulálódhat. A 205. táblázatban közölt eredmények szerint a hajtásban mért koncentrációja átlagosan 2-3-szorosára nőhet az Pb-terheléssel. Az átlagos Pb-tartalom az évekkel csökkenő tendenciát jelez.

A réz esetében a kezeléshatások csekélyek, általában a kontrollon mért Cu-tartalom 40-80%-kal emelkedik a terheléssel. A rézet is a nehezen mozgó elemek közé soroljuk. Az évek és a kaszálások összetételében nincsenek extrém különbségek. Növénydiagnosztikai szempontból a lucernaszéna kielégítő Cu-ellátottságát a 6-15 mg·kg⁻¹ körüli Cu-koncentráció jellemezheti *BERGMANN (1992)* szerint. Az általunk alkalmazott Cu-terhelés, illetve Cu-trágyázás a lucerna Cu-ellátottságát előnyösen befolyásolta, a kielégítő zónába juttatta elérve a 10 mg·kg⁻¹ körüli értéket a 205. táblázatban megadott adatok szerint. Megemlítjük, hogy az Egyesült Államokban *Simkins et al. (1970)* a 10 mg·kg⁻¹ alatti Cu-tartalmat alacsonynak minősíti és kielégítőnek a 10-30 mg·kg⁻¹ tartományt tekinti.

A maximális 270 kg·ha⁻¹ Zn-terhelés átlagosan csupán 8-10 mg·kg⁻¹ Zn-tartalom növekedést eredményezett az egyes években. Az 5 év alatt mért minimális érték 15 mg·kg⁻¹, a mért maximum 37 mg·kg⁻¹ volt a kontroll és az erősen szennyezett kezelések között, figyelembe véve a 2004. évi és a 2006. évi 1. kaszálások adatait. Egyébként az éves, illetve a kaszálások átlagai viszonylag kiegyenlítettek. Ismert, hogy karbonátos talajban a Zn gyorsan megkötődik, kicsapódhat kevésé felvehető ZnCO₃ formájában. Erre utalnak a 206. táblázatban bemutatott eredmények. Növénydiagnosztikai szempontból a lucernaszéna kielégítő Zn-ellátottságát BERGMANN (1992) szerint a 25-70 mg·kg⁻¹ Zn-tartalom jellemezheti. Az alkalmazott Zn-trágyázás tehát csak arra volt képes, hogy az állomány Zn-hiányát megszüntesse, ill. a kielégítő tartomány alsó határára tolja.

206. táblázat. Kezelések hatása a lucerna széna Zn, Se, Na és S tartalmára 2004-2008 között, a kaszálások átlagaiban. A kísérlet 10-14. évei

2008 között, a kaszások átlagában: 1. kísérlet 10-14. évek						
(1)Kísérleti évek	(2) Elemterhelés 1995 tavaszán, kg·ha ⁻¹				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
ZnSO ₄ kezelésben, Zn mg·kg ⁻¹						
2004	19	25	28	29	8	25
2005	18	20	21	25	4	21
2006	18	20	23	29	5	23
2007	17	20	21	26	4	21
2008	21	24	28	31	5	26
Na ₂ SeO ₃ kezelésben, Se mg·kg ⁻¹						
2004	<1	24	131	416	77	190
2005	<1	29	128	249	40	102
2006	<1	27	147	189	40	91
2007	<1	36	187	383	88	152
2008	<1	21	98	223	44	86
Na ₂ SeO ₃ kezelésben, Na mg·kg ⁻¹						
2005	350	346	396	429	50	380
2006	386	346	451	488	56	418
2007	408	459	595	622	104	521
2008	388	532	557	706	108	546
Na ₂ SeO ₃ kezelésben, S %						
2004	0,36	0,45	0,59	0,66	0,10	0,52
2005	0,35	0,43	0,58	0,55	0,14	0,48
2006	0,34	0,41	0,62	0,53	0,09	0,48
2007	0,33	0,43	0,67	0,67	0,12	0,53
2008	0,24	0,30	0,44	0,43	0,08	0,35

A Se extrémén dúsult a szénában három nagyságrendet elérve a kontrollhoz képest. Amint a 206. táblázatban megfigyelhető az első évben éri el maximumát a növényi szövetekben. A 2006-ban végzett mélyfúrásaink szerint a Se a Cr(VI)-hoz hasonlóan a 2-3 m rétegben dúsult NH₄-acetát+EDTA oldható formában. Úgy tűnik a későbbi kaszálás idején a lucerna gyökerei ezt a mélységet is elérték és a vízzel együtt tömegárammal a Se-t is felvették. A lucerna hiperakkumulátora a Se-nek. Anélkül, hogy érdemi termésnövekedés lépne fel. Élettani szempontból az

1-2 mg·kg⁻¹ feletti Se-tartalom már nemkívánatos hosszútávon. A szennyezett talajon termett széna tehát takarmányozási célokra nem használható. Alkalmas lehet viszont a lucerna fitoremediációs célokra, a Se-nel szennyezett vagy mélyen szennyezett talaj tisztítására.

Az alkalmazott Na-szelenit sóforma Na-trágyázást is jelent. A karbonátos jól szellőző talajban a Na-szelenit döntően Ca-szelenáttá alakulhat. A Na és a szelenát forma egyaránt rendkívül mobilis a talaj-növény rendszerben és érvényesülhet a kation/anion szinergizmus a növényi felvétel során. A 206. táblázat eredményei szerint a szénába épült Na koncentrációja igazolhatóan emelkedik a Se-terheléssel. Ez a hatás egyre kifejezettebb az évekkel, 2008-ban már 80%-kal nő a kontrollon mért Na mennyisége a Se-nel erősen szennyezett talajon. Az éves átlagos Na-tartalom is egyértelmű emelkedést jelez az előregedő szénában az 1. évben mért 380 mg·kg⁻¹-ről 546 mg·kg⁻¹-ra az 5. évben. Az 5 év alatt mért minimum 256, a maximum 883 mg·kg⁻¹ Na volt az egyes években, a kezelések és a kaszálások függvényében. A széna dúsulása Na-ban takarmányozási szempontból előnyösnek minősülhet, amennyiben az állatok Na-igényét általában csak a szikes talajon termett, Na-ban igen gazdag gyep képes kielégíteni.

A Se-terhelés növeli a széna S-felvételét. A szinergista hatás hátterében állhat, hogy a Se a S elemmel együtt beépül a S-tartalmú aminosavakba. A S-tartalom viszonylag állandó 0,3% körüli érték a szénában kontroll talajon, mely a nagy Se-terhelés nyomán 0,6% körüli értékre emelkedik, amennyiben az éves átlagokat tekintjük. Egyébként a kaszálások és a kezelések függvényében már extrém tartalmak adódnak. A kontroll talajon pl. 2008-ban 0,21% minimum és a 2004-ben 3. kaszáláskor mért 0,92% maximum több mint 4-szeres különbséget takar.

Az oxigéncsoport tagjaként (O, S, Se, Te, Po) a szelén döntően a rokon tulajdonságú kénnel fordul elő szennyezőként. Szelénben gazdag lelőhelyek nincsenek, főként a piritek kilúgzásakor, bomlásakor marad vissza és dúsulhat fel a talajokban. Hazai geokémiai vizsgálatok szerint is a nagyobb Se-koncentráció a szulfid mineralizációs területeket jellemezte (Gondi 1991). A növényben felhalmozódó Se toxikózist okoz a legelő állatban. A Se-túlsúly mérsékelhető a S-adagolásával, a S/Se arány javítása céljából. Ilyenkor a szulfát/szelenát anionantagonizmus érvényesül és a Se-felvétel visszaszorul a S-trágyázás eredményeképpen. Sajnos a szeleniferous talajok eredetükből kifolyólag gyakran szulfátosak, így a szulfát-S talajjavító anyagként hatástalan. A lucerna kielégítő S-ellátottsága a P-hoz hasonlóan 0,3-0,6% körüli. Kísérleti körülményeink között a Se-trágyázás S-felvételt javító szinergista hatása érvényesülhetett, mivel a lucerna S-ellátottsága viszonylag mérsékeltnek, vagy gyengének minősült.

A lucerna hajtásába épült mikroelemek mennyiségéről a 207. táblázat adatai informálnak. A felvett Cr kereken 14 és 39, Pb 15 és 35, Cu 278 és 427, Zn 834 és 1302 g·ha⁻¹ tömeget tett ki a talaj szennyezettsége függvényében az 5 év alatt. Amennyiben azt vizsgálnánk, hogy hány ilyen 5 éves lucerna telepítésre volna

szükség ahhoz elvileg, hogy a talaj $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ terhelését a növényi felvétel eltüntesse, az alábbi meghökkentő adatokhoz jutunk. Az Pb esetén hasonló körülményeket feltételezve 13 ezer (azaz 65 ezer év), Cr fitoremediációja 10 ezer, Cu 1812, Zn 577 ötéves lucerna telepítést igényelhetne.

207. táblázat. Kezelések hatása a lucerna széna mikroelem-felvételére 2004-2008 között a kaszálások átlagaiban.

(1) Kísérleti évek	(2) Elemterhelés 1995 tavaszán, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270		
K₂Cr₂O₇ kezelésben, Cr $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$						
2004	2,8	4,4	6,6	10,4	3,3	6,0
2005	3,3	6,6	7,7	9,9	3,5	6,9
2006	4,1	5,1	6,1	8,2	3,1	5,9
2007	2,9	3,9	5,9	6,9	2,9	4,9
2008	0,9	1,7	1,7	3,4	1,7	1,9
Összesen:	14,0	21,7	28,0	38,8	7,9	25,6
Pb(NO₃)₂ kezelésben, Pb $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$						
2004	2,2	3,3	4,4	7,7	3,0	4,4
2005	4,4	4,4	6,6	9,9	2,6	6,3
2006	5,1	6,1	6,1	8,2	2,1	6,4
2007	2,0	2,9	4,9	4,9	1,4	3,7
2008	1,7	3,4	3,4	4,3	1,2	3,2
Együtt:	15,4	20,1	25,4	35,0	7,4	24,0
CuSO₄ kezelésben, Cu $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$						
2004	29	40	47	53	13	42
2005	54	75	90	101	24	80
2006	68	88	96	106	29	90
2007	69	78	84	88	16	80
2008	58	65	74	79	15	69
Együtt:	278	346	391	427	88	360
ZnSO₄ kezelésben, Zn $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$						
2004	104	138	154	160	44	139
2005	198	220	231	275	44	231
2006	184	204	235	296	51	230
2007	167	196	206	304	49	218
2008	181	206	241	267	43	224
Együtt:	834	964	1067	1302	174	1042
Na₂SeO₃ kezelésben, Se $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$						
2004	<1	0,13	0,72	2,29	0,42	0,78
2005	<1	0,21	1,41	2,74	0,60	1,09
2006	<1	0,35	1,50	1,93	0,80	0,94
2007	<1	0,18	1,83	3,75	0,96	1,44
2008	<1	0,28	0,84	1,92	0,70	0,76
Együtt:	<1	1,15	6,30	12,63	4,40	5,01

Az 5 év alatt betakarított 45 t·ha⁻¹ szénában a 30 kg·ha⁻¹ Se-terhelésnél 1,3 kg·ha⁻¹ volt a Se-felvétel. Elméletileg tehát 23 hasonló 5 éves lucerna termésével, azaz változatlan körülményeket feltételezve 115 esztendő alatt a talaj megtisztulhatna. Hasonló becsléssel a 90 kg·ha⁻¹ Se-terhelésben 6,3 kg·ha⁻¹ volt a Se-felvétel. A fitoremediáció ideje 56 évre tehető. A 270 kg·ha⁻¹ terhelésnél a 45 kg·ha⁻¹ szénába épült Se 12,6 kg volt. Évente átlagosan 2,5 kg·ha⁻¹ Se-kivonással számolva 108 év volna a talajtisztulás ideje. Összefoglalóan megállapítható, hogy a kevésbé vagy mérsékelten Se-nel szennyezett területek tisztításában a fitoremediáció elvileg alkalmazható. Az erősen szennyezett területek tisztítására kevésbé lehet alkalmas.

Kezelések hatása a lucerna elemfelvételére

A növények tápláltsági állapotát összetételük is általában jól tükrözi a vegetatív fejlődési stádiumaiban. Mivel a lucernát zöldbimbós állapotban takarítjuk be, elemtartalmából következtethetünk a növény ellátottságára, közvetetten a talaj kínálatára. Az optimális elemösszetételt mint etalont hiánykísérletekben állapították meg. *Simkins et al. (1970)* az USA-ban 12 elemre, *Bergmann (1992)* Németországban 10 elemre közölt „kielégítő” ellátottsági határkoncentrációkat. A virágzás előtti zöldbimbós lucernára ezek az optimumok az alábbiak lehetnek: 3,5-5,0% N; 2,0-3,5% K; Ca 0,3-0,8% Mg; 0,3-0,6% P és S. A Fe 30-250, Al 100-200, Mn 30-100, B 30-80, Zn 20-70, Cu 6-15, Mo 0,5-2,0 mg/kg.

A tápláltság minőségét, kiegyensúlyozottságát a megfelelő tápelemarányok jelezhetik, melyeket az optimális tartalmakból becsülhetünk. Így pl. az N/K, N/Ca, K/Ca arányok optimuma 1-2 között, a K/Mg 5-10, Cu/Mo 5-15, N/P 8-12, N/Cu 2000-4000, K/B megfelelő aránya 500-1000 közötti tartományban kívánatos. Saját vizsgálataink szerint is a normális P/Zn arány 100 körüli, 50-150-szeres P-túlsúly megfelelő a Zn-hez viszonyítva. Amennyiben a P/Zn aránya 200 fölé emelkedik, Zn-hiány indukálódik számos növényfaj esetén (*Kádár 1992, Csathó 1997*).

A 208. táblázat adatai szerint 2004-ben, az 1. és a 2. kaszáláskor, a széna átlagos N-tartalma 3,8%-ot ért el. A szeptember végén történt 3. kaszálás idején viszont 5,8%-ra ugrott. A 3. kaszálás mindössze 42 mm csapadékot kapott és a kis termésben feldúsult a N, S és a Na. Ugyanakkor elszegényedett Fe, Al, Mn, Ba, valamint Cr, Pb, Mo és Co elemekben. Levéldiagnosztikai szempontból megállapítható, hogy a 3 kaszálás átlagában összességében kielégítő ellátottságot mutatott a széna N, Ca, K, P, S, Mg makro-elemekben. Emelkedett koncentrációt találunk a Fe, Al, Mn esetén, míg a B, Zn és a Cu a kielégítő tartomány alsó határán volt. Az irodalmi határértékek szerint viszont a Mo a hiányzónába került.

208. táblázat. A légszáraz lucerna széna átlagos elemtartalma a kaszálások függvényében szennyezetlen talajon 2004-ben

Elem Jele	Mérték- egység	1. kaszálás	2. kaszálás	3. kaszálás	Átlag (1-3. kaszálás)
		06. 22-én	08. 11-én	09. 28-án	
N	%	3,83	3,80	5,80	4,48
Ca	%	2,33	2,80	2,42	2,52
K	%	3,03	2,15	2,52	2,56
P	%	0,33	0,31	0,28	0,31
S	%	0,40	0,44	0,46	0,43
Mg	%	0,30	0,37	0,31	0,33
Na	mg/kg	51	81	223	118
Fe	mg/kg	370	380	207	319
Al	mg/kg	356	420	212	329
Sr	mg/kg	111	114	109	111
Mn	mg/kg	109	123	84	105
B	mg/kg	28	36	26	30
Zn	mg/kg	25	16	18	20
Ba	mg/kg	14	19	8	14
Cu	mg/kg	6,0	5,0	5,5	5,5
Se	mg/kg	1,0	1,1	1,0	1,0
Ni	mg/kg	2,5	1,2	1,3	2,0
Cr	mg/kg	0,5	0,5	0,3	0,4
Pb	mg/kg	0,5	0,5	0,2	0,4
Mo	mg/kg	0,2	0,2	0,1	0,2
Co	mg/kg	0,4	0,3	0,2	0,3

Megjegyzés: As 0,40; Hg 0,12; Cd 0,02 mg/kg méréshatár alatt. Kielégítő ellátottság a szénában: N 3,5-5,0; K 2,0-3,5; Ca 1,0-2,5; Mg 0,3-0,8; P 0,3-0,6; S 0,3-0,6%. Mikroelemek: Fe 30-250, Al 100-200, Mn 30-100, B 30-80, Zn 20-70, Cu 6-15, Mo 0,5-2,0 mg/kg (*Simkins et al. 1970 és Bergmann 1992 nyomán*).

A széna átlagos elemtartalma 2005-ben némileg eltér az előző évi összetételtől. A vizsgált makro-elemek zöme főként az 1. kaszálás szénájában dúsult, valamint itt volt emelkedett a NO₃-N, B és Zn koncentrációja. Ezzel együtt mérsékelt a Fe, Al, Mn, Ba elemek tartalma. A 4. kaszálás éppen az ellenkező képet mutatja. Hígult a makro-elemekben, illetve a NO₃-N, B és Zn elemekben. A Fe, Al, Mn, Cu, valamint a Ni, Cr, Pb és Co viszont feldúsult a széna szöveteiben. Itt már az As és a Cd is a kimutatási határ fölé került az előregedő hajtásban. A 4 kaszálás átlagos összetétele alapján 2005-ben hiányzónába kerülhetett a N, K, Cu és a Mo a 209. táblázatban közölt eredmények szerint.

209. táblázat. A légszáraz lucerna széna átlagos elemtartalma a kaszálások függvényében szennyezetlen talajon 2005-ben

Elem Jele	Mérték- egység	1. kaszálás	2. kaszálás	3. kaszálás	4. kaszálás	Átlag (1-4kaszálás)
		05. 17-én	06. 27-én	08. 22-án	09.29-én	
N	%	3,84	3,27	3,53	2,79	3,36
Ca	%	2,88	2,78	2,35	2,20	2,55
K	%	2,23	1,80	1,83	1,63	1,87
P	%	0,34	0,30	0,32	0,23	0,30
S	%	0,34	0,30	0,36	0,25	0,31
Mg	%	0,33	0,31	0,33	0,27	0,31
NO ₃ -N	mg/kg	448	210	230	170	265
Na	mg/kg	300	310	233	261	276
Fe	mg/kg	240	215	366	1673	624
Al	mg/kg	148	210	272	1053	421
Sr	mg/kg	107	109	96	77	97
Mn	mg/kg	52	60	56	98	67
B	mg/kg	39	32	30	30	33
Zn	mg/kg	25	22	18	19	21
Ba	mg/kg	6	6	6	9	7
Cu	mg/kg	3,3	5,2	5,4	5,7	4,9
Se	mg/kg	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Ni	mg/kg	0,6	0,7	0,7	2,7	1,2
Cr	mg/kg	0,5	0,5	0,4	1,5	0,7
Pb	mg/kg	0,3	0,8	0,3	2,4	1,0
Mo	mg/kg	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2
Co	mg/kg	0,1	0,1	0,2	0,6	0,3
As	mg/kg	<0,40	<0,40	<0,40	0,54	0,44
Hg	mg/kg	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	0,12
Cd	mg/kg	<0,02	<0,02	0,02	0,03	0,02

2006-ban az előregedő szénában tendenciájában nőtt a S, Na, Zn és Cu koncentrációja, míg a N, NO₃-N, Fe, Al, Pb elemeké mérséklődött az 1. kaszálás idején mérthez képest. Az átlagos összetételt tekintve diagnosztikai szempontból megállapítható, hogy némileg emelkedett a Ca, Fe, Al tartalma a növényi szövetekben. Összességében viszont alacsony ellátottságról beszélhetünk a Zn, Cu és Mo elemek esetében. Az As 0,40; Hg 0,12; Cd 0,02 mg/kg méréshatár alatt maradt. Eredményeinket a 210. táblázat foglalja össze.

210. táblázat. A légszáraz lucerna széna átlagos elemtartalma a kaszálások függvényében szennyezetlen talajon 2006-ban

Elem	Mérték-	1. kaszálás	2. kaszálás	3. kaszálás	4. kaszálás	Átlag
Jele	egység	05. 15-én	06. 22-én	07. 27-én	09.07-én	
N	%	3,94	4,14	3,65	3,47	3,80
Ca	%	2,70	2,55	2,48	2,58	2,58
K	%	1,88	2,08	1,64	2,20	1,95
P	%	0,33	0,38	0,33	0,32	0,34
S	%	0,25	0,38	0,38	0,36	0,34
Mg	%	0,34	0,35	0,36	0,36	0,35
Na	mg/kg	334	329	431	459	388
NO ₃ -N	mg/kg	505	557	250	204	379
Fe	mg/kg	502	324	201	337	341
Al	mg/kg	387	193	95	298	243
Sr	mg/kg	96	92	93	84	91
Mn	mg/kg	69	51	48	68	59
B	mg/kg	31	33	28	34	32
Zn	mg/kg	15	19	18	21	18
Ba	mg/kg	6	5	4	7	6
Cu	mg/kg	4,8	7,9	6,7	7,2	6,7
Se	mg/kg	1,0	0,9	1,1	1,0	1,0
Ni	mg/kg	1,2	1,7	1,3	1,2	1,4
Cr	mg/kg	0,4	0,3	0,3	0,5	0,4
Pb	mg/kg	1,0	0,4	0,4	0,3	0,5
Mo	mg/kg	0,3	0,4	0,2	0,2	0,3
Co	mg/kg	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2

Megjegyzés: As 0,40; Hg 0,12; Cd 0,02 mg/kg méréshatár alatt

A 2007. évben a Na, NO₃-N, Fe, Al, B, Pb elemek tartalma mutat tendenciájában csökkenést az előregedéssel. Egyértelmű dúsulás viszont nem figyelhető meg a 211. táblázat adatai szerint. Az átlagos összetétel alapján elmondható, hogy az irodalmi optimumokhoz viszonyítva emelkedett a széna Ca-tartalma ezen a karbonátos talajon. Hiányzónát jelez ugyanakkor a K, P, Zn, Cu és Mo. Ismeretes, hogy száraz években a talaj mobilis PK-formái nehezebben felvehetőek, illetve nehezebben oldódnak. A N, illetve a NO₃-N viszont tömegárammal, az elpárolgó/talajból felvett vízzel könnyen felhalmozódhat.

Az N/K aránya az optimális 1-2 helyett 3 fölé emelkedik utalva a relatív N-bőségre, illetve az erősödő K-hiányra a kaszálások átlagában. A K/Mg aránya csupán 3-szoros, a kívánatos 5-10-szeres K-túlsúlyhoz képest. A Cu relatív hiányát tükrözheti a közel 7000-szeres N/Cu aránya a 2000-4000-szeres optimumhoz viszonyítva. A Mo relatív hiánya még inkább kifejezetté válik, amennyiben az egyébként is alacsony Cu-tartalomhoz kötjük, a javasolt 5-15 közötti Cu/Mo viszonyszám esetünkben 18-ra emelkedik (211. táblázat).

211. táblázat. A légszáraz lucerna széna átlagos elemtartalma a kaszálások függvényében szennyezetlen talajon 2007-ben

Elem Jele	Mérték- egység	1. kaszálás	2. kaszálás	3. kaszálás	Átlag
		05. 21-én	06. 29-én	08. 07-én	
N	%	3,52	4,00	3,37	3,63
Ca	%	3,20	3,00	3,24	3,15
K	%	1,02	1,18	1,08	1,09
P	%	0,27	0,31	0,23	0,27
S	%	0,30	0,32	0,36	0,33
Mg	%	0,35	0,36	0,36	0,36
Na	mg/kg	466	220	224	303
Fe	mg/kg	278	182	200	220
NO ₃ -N	mg/kg	240	180	90	170
Al	mg/kg	208	81	84	124
Sr	mg/kg	102	83	90	92
Mn	mg/kg	66	60	51	59
B	mg/kg	34	30	22	29
Zn	mg/kg	17	19	16	17
Ba	mg/kg	7	6	5	6
Cu	mg/kg	5,3	4,0	6,5	5,3
Se	mg/kg	1,0	1,0	1,0	1,0
Ni	mg/kg	1,1	1,2	0,8	1,0
Cr	mg/kg	0,4	0,3	0,3	0,3
Pb	mg/kg	0,6	<0,3	<0,3	0,4
Mo	mg/kg	0,3	0,5	0,2	0,3
Co	mg/kg	0,2	0,1	0,2	0,2

Megjegyzés: As 0,40; Hg 0,12; Cd 0,02 mg/kg méréshatár alatt

2008-ban az előrege déssel visszaesett az 1. kaszálás idején mért extrém nagy Ca-koncentráció a júniusi és az augusztusi 137, illetve 156 mm csapadékot hozó esőzések nyomán. Megnőtt ezzel együtt a K, P, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Mo elemek szénába épült tartalma a csapadékhiányos tavaszi hónapok alatt fejlődött 1. kaszálású anyaszénához viszonyítva. A NO₃-N mennyisége mérséklődött idővel, a NO₃-N mint tartaléktápanyag felhasználódott a képződött termésben. Átlagos koncentrációk alapján ítélve csupán a K és a Mo jelez alultápláltságot ebben az évben. A Zn és a Cu mennyisége a „kielégítő” ellátottsági tartomány alsó határát átlépi, felvehetőségük szemmel láthatóan javult a nedvesedő talajban (212. táblázat).

212. táblázat. A légszáraz széna átlagos elemtartalma a kaszálások függvényében szennyezetlen talajon 2008-ban

Elem Jele	Mérték- egység	1. kaszálás	2. kaszálás	3. kaszálás	Átlag
		06.03-án	07. 08-án	08.15-én	
N	%	3,50	3,94	3,41	3,62
Ca	%	3,40	2,72	2,40	2,84
K	%	1,08	1,28	1,78	1,38
Mg	%	0,35	0,35	0,40	0,37
P	%	0,29	0,32	0,33	0,31
S	%	0,30	0,31	0,28	0,30
Na	mg/kg	653	421	563	546
NO ₃ -N	mg/kg	200	160	130	163
Fe	mg/kg	200	125	163	163
Al	mg/kg	120	56	110	129
Sr	mg/kg	85	82	76	81
Mn	mg/kg	46	52	59	52
B	mg/kg	30	34	30	31
Zn	mg/kg	20	20	24	21
Ba	mg/kg	5,2	4,5	5,6	5,1
Cu	mg/kg	4,6	7,6	8,0	6,7
Ni	mg/kg	0,6	0,7	0,8	0,7
Se	mg/kg	0,6	0,6	0,6	0,6
Pb	mg/kg	<0,3	<0,3	0,3	0,1
Cr	mg/kg	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
Mo	mg/kg	0,2	0,3	0,4	0,3
Co	mg/kg	0,1	0,1	0,1	0,1

Megjegyzés: az As 0,4 mg/kg, Hg 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt.

A 213. táblázatban a lucerna elemfelvétele tanulmányozható az egyes évek függvényében és összesítve az 5 éves élettartama alatt. Látható, hogy a legkisebb elemfelvétel a makroelemekben egyértelműen a legkisebb termést adó 1. évhez kötődik. A Na, Sr, B, Zn, Cu, Mo elemfelvétel minimumát szintén itt találjuk. A legnagyobb tömegű ásványi elemet 2005-ben, a 2. évben kapott 4 kaszálással vonta ki a lucerna. A termés tömege is ekkor érte el maximumát. Igaz, hogy a N, P, Na, Cu, Ni, Mo és Co elemek felvételi maximuma 2006-ban számításaink szerint valamelyest meghaladta a 2005-ben mértet. Az utolsó 5. évben, 2008-ban a legkevesebb Fe, Al, Mn, Ba, Ni, Se, Cr, Pb, Co épült be a 3 kaszálás termésébe és a legtöbb Na.

213. táblázat. A lucerna szénahozama és elemfelvétele évenként és az 5 év alatt 2004-2008 között

Elem jele	Mértékegység	2004-ben 3 kaszálás	2005-ben 4 kaszálás	2006-ban 4 kaszálás	2007-ben 3 kaszálás	2008-ban 3 kaszálás	Összesen 2004-2008
Széna	t/ha	5,5	11,0	10,2	9,8	8,6	45,1
N	kg/ha	226	368	379	295	312	1580
Ca	kg/ha	136	281	256	250	254	1177
K	kg/ha	149	204	192	88	111	744
Mg	kg/ha	18	34	34	29	30	145
S	kg/ha	23	34	33	25	25	140
P	kg/ha	17	33	34	22	27	133
Na	kg/ha	0,5	3,0	3,9	2,6	4,7	15
Fe	kg/ha	1,9	5,3	3,6	1,8	1,5	14
Al	kg/ha	1,9	3,8	2,6	1,1	1,4	11
Sr	kg/ha	0,6	1,1	0,9	0,7	0,7	4
Mn	kg/ha	0,6	0,7	0,6	0,5	0,4	3
B	g/ha	165	351	311	243	270	1340
Zn	g/ha	118	228	178	141	179	844
Ba	g/ha	79	71	55	50	44	299
Cu	g/ha	31	55	64	40	54	244
Ni	g/ha	11	11	13	9	6	50
Se	g/ha	5,6	10,8	8,8	8,0	5,4	38
Pb	g/ha	2,5	8,8	5,7	2,0	0,5	20
Cr	g/ha	2,6	6,8	3,6	2,8	0,2	16
Mo	g/ha	1,0	1,9	2,8	2,9	2,5	11
Co	g/ha	1,9	2,2	2,4	1,3	0,9	9

Megjegyzés: As, Hg 0,1 g/ha méréshatár körül vagy alatt. A felvett N döntően a levegőből származott

Az 5 év alatt a lucerna 1,58 t/ha N-t épített földfeletti hajtásába. Nem tudjuk mennyi maradt a N-ben gazdag gyökerekben. Mivel évente a N adagja 100 kg/ha volt, megállapítható, hogy a lucerna a felvett N több, mint 2/3-át a levegőből fedezte. A Ca-felvétel 1,18 t/ha mennyiséget ért el. A felvett K tömege 744 kg/ha (893 K₂O kg/ha) volt, de mint láttuk az utóbbi 2-3 évben a talaj nem volt képes fedezni megfelelően a lucerna K-igényét. A talajkimerülés kérdését komolyan kell a lucerna telepítése előtt fontolóra venni. A talaj K és Ca elemekben egy 5 éves periódus alatt, hasonló körülmények között akár 1 t/ha mennyiséggel szegényedhet. A laza K-hiányos termőhelyen a K, a kilúgzott Ca-ban szegény talajon a Ca pótlásáról gondoskodni kell (213. táblázat).

A mikroelemek felvehetőségét általában nem a talajbani abszolút mennyiségük, hanem az oldhatósági viszonyok, talajtulajdonságok (pH, CaCO₃, K_A, stb.) szabályozzák. A táblázatban közölt adatok tájékoztatnak azonban a talaj-növény elemforgalmáról. A Fe, Al, Na elemek kivont mennyisége kereken 10-15, a Sr és Mn 3-4 kg/ha/év tömeget tett ki. A felvett B mennyisége meghaladta az 1,3 kg-ot,

Zn a 0,8 kg-ot, a Cu és Ba elemeké elérte a 0,2-0,3 kg-ot. A még vizsgált Se, Cr, Pb, Co, Mo elemek felvétele 10-40 g/ha között alakult a 213. táblázatban közöltek szerint. Az As, Hg, Cd elemek mennyisége általában a g/ha körüli kimutatási határ alatt maradt.

Az 1 t tervezhető szénatermés úgynevezett fajlagos elemtartalma 34-41 kg N; 25-30 kg Ca; 13-27 kg K; 3-4 kg Mg, S és P tartományban ingadozott az évek függvényében. Az 5 év átlagában ezen a termőhelyen $37-7-22-39-5=N-P_2O_5-K_2O-CaO-MgO$ fajlagost kaptunk. A hazai szaktanácsadásban elfogadott irányszámokhoz viszonyítva, kísérleti körülményeink között emelkedett N, K, Mg fajlagosok adódnak. A tárgyalt irodalmi optimális összetétel alapján ez azonban nem tűnik valóban emelkedettnek, hiszen a N és Mg túlsúlya nem volt megállapítható. A K-tartalom pedig kifejezett hiányra utalt. Korábbi adatainkat is figyelembe véve a hazai szaktanácsadás irányszámait javasoljuk módosítani $35-7-25-30-5=N-P_2O_5-K_2O-CaO-MgO$ kg/t tartalomra. A fajlagos mikroelem tartalmakat csak tájékoztató jelleggel adjuk meg a 214. táblázatban.

214. táblázat. A lucerna fajlagos (1 t tervezhető szénatermés) elemtartalma az évek függvényében

Elem jele	Mértékegység	Vizsgált évek 2004-2008 között					Átlag
		2004	2005	2006	2007	2008	
N	kg/ha	41	34	38	37	36	37
Ca	kg/ha	25	26	26	31	30	28
K	kg/ha	27	19	19	11	13	18
Mg	kg/ha	3	3	3	4	4	3
S	kg/ha	4	3	3	3	3	3
P	kg/ha	3	3	3	3	3	3
Na	g/ha	84	279	379	325	551	324
Fe	g/ha	349	490	360	226	166	318
Al	g/ha	353	347	259	136	96	238
Sr	g/ha	111	100	92	92	82	119
Mn	g/ha	109	63	60	61	51	69
B	g/ha	30	32	31	30	31	31
Zn	g/ha	21	21	18	18	21	20
Ba	g/ha	14	7	5	6	6	8
Cu	g/ha	6	5	6	5	5	5
Ni	g/ha	1,7	1,0	1,3	1,1	0,7	1,0
Se	g/ha	1,0	1,0	0,9	1,0	0,6	0,9
Pb	g/ha	0,5	0,8	0,5	0,2	0,1	0,4
Cr	g/ha	0,5	0,6	0,4	0,3	0,1	0,4
Mo	g/ha	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,3
Co	g/ha	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2

Megjegyzés: As, Cd, Hg g/ha kimutatási határ körül vagy alatt

Összefoglalás

- A talaj kielégítő NPK kínálata és a kedvező csapadékviszonyok hozzájárultak ahhoz, hogy a lucerna 5 éven át kielégítően fejlődött és összesen $45 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ légszáraz szénatermést adott. Legkisebb hozamot az 1. év adta ($5,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), legnagyobb hozamokat a 2. és 3. évben kaptunk (11 , illetve $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$). A kísérlet 9-14. éveiben a Cr(III) és a Cr(VI) szennyezés érdemi dúsulást nem okozott a lucerna hajtásában. A kontroll talajon mért $0,1\text{-}0,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cr-koncentráció $1\text{-}2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ értékre emelkedett átlagosan a szennyezett kezelésekben. Az előregedő lucernában az évekkel a Cr-tartalom mérséklődött. A Cr(III) ion alapvetően megkötődött a feltalajban, míg a Cr(VI) ion a döntően 2-3 m-es talajmélységbe mosódott.

- Az Pb és a Cu a szántott rétegben maradt. A kontroll talajon mért $0,2\text{-}0,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Pb-koncentráció $0,5\text{-}1,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ -ra emelkedett a szénában, szennyezett talajon, az évek átlagában. A Cu $5\text{-}7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ -ről $9\text{-}10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ -ra nőtt a maximális Cu-terheléssel, az évek átlagait tekintve. A Se extrém módon, átlagosan 3 nagyságrenddel dúsult a szénában. A kontroll talajon $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ mérés határ alatt maradt, míg a maximális terheléssel $200\text{-}400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ értékre ugrott. A széna takarmányozási célra alkalmatlanná vált. Kevésbé szennyezett talajon a lucerna fitoremediációs célokra alkalmas lehet. Az 5 év alatt a $45,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ széna termésébe erősen szennyezett kezelésben $6\text{-}12 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Se akkumulálódott. A 10-15 évvel korábban adott Na-szelenit alapvetően Ca-szelenáttá alakulhatott ezen a karbonátos jól szellőző talajon és 4 m mélységig kimosódott. A Zn mérsékelt mobilitást mutatott. A kontroll talajon mért $18\text{-}21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Zn tartalom a $270 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Zn-adaggal $25\text{-}31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ -ra emelkedett az évek átlagában. A Zn-terhelés tulajdonképpen a lucerna rejtett Zn-hiányát szüntette meg.

- A növénydiagnosztikai optimumokkal összevetve az állomány hiányt jelzett Zn, Cu és Mo mikroelemekben és idővel kifejezetté vált a K-hiány. Az elemhiányokat, illetve a kiegyensúlyozatlan elemösszetételt a tápelemarányok (N/K, N/Cu, K/Mg, Cu/Mo) is tükrözték, illetve megerősítették.

- Az 5 év alatt a lucerna számításaink szerint 1580 kg N , 1177 kg Ca , 744 kg K ($893 \text{ kg K}_2\text{O}$), 145 kg Mg , 140 kg S , 133 kg P ($305 \text{ kg P}_2\text{O}_5$); $0,1\text{-}12,6 \text{ kg Se}$; $2\text{-}3 \text{ kg Na}$; $0,8\text{-}1,3 \text{ kg Zn}$; $278\text{-}427 \text{ g Cu}$; $14\text{-}39 \text{ g Cr}$ és $15\text{-}35 \text{ g Pb}$ elemet épített be a 45 t földfeletti hajtásába. A felvett N több mint $2/3$ -át a levegőből fedezhette. A talajkimerülés kérdése felmerül a tartós lucernatermesztés során. A K-hiányos termőhelyeken elsősorban a K, a kilúgzott talajokon a Ca pótlásáról gondoskodni szükséges a telepítés előtt. Hasonló viszonyokat feltételezve elvileg az Pb fitoremediációja 65 ezer, a Cr 50 ezer, a Cu 7560, a Zn 2885, a Se 105 ilyen „lucernaévet” igényelne. A lucerna tehát elvileg alkalmas lehet a Se-nel mérsékelt szennyezett talaj tisztítására.

- Korábbi adatainkat és a lucerna élettani optimumait is figyelembe véve az 1 t tervezhető szénatermés úgynevezett fajlagos elemtartalmának irányszámait $35\text{-}7\text{-}25\text{-}30\text{-}5\text{-}N\text{-}P_2O_5\text{-}K_2O\text{-}CaO\text{-}MgO \text{ kg/t}$ értékben javasoljuk a hazai szaktanácsadás számára bevezetni.

Mikroelem-terhelés hatása a gyepre 2010-ben

Kezeléshatások nem igazolhatók 2010-ben. A gyep az 1. kaszálásnál átlagosan 5,8 t/ha, a 2. kaszálásnál 2,6 t/ha, azaz összesen 8,4 t/ha szénát termett. A széna átlagos összetétele: K 2,09%, N 1,42%, P 0,27%, S 0,21%, Mg 0,16%, Fe 72, Mn 54, Na 39, Al 30, Sr 26, Ba 6, Ni 5, B 4, Mo 0,3, míg a Cd és Co 0,07 mg/kg. Az As 0,4; Hg 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt. Az átlagos kezeléshatásokat a 215. táblázat ismerteti.

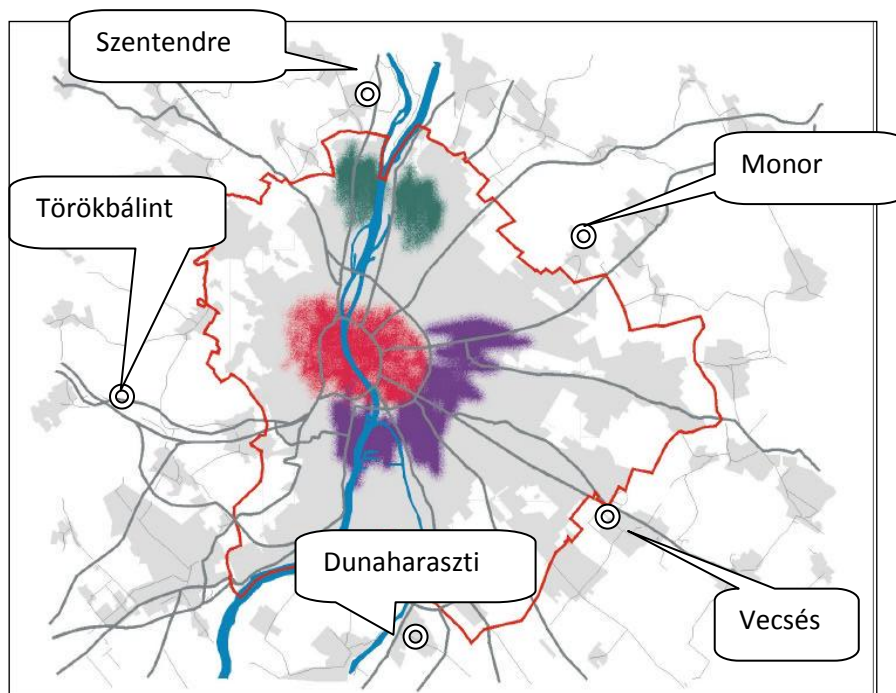
215. táblázat. Mikroelem-terhelés hatása a légszáraz gyepszéna elemösszetételére

Terhelés kg/ha 1995-ben	Zn	Se	Cu	Cr(III)	Cr(VI)	Pb
	mg/kg			µg/kg		
0	16	<0,6	4,7	121	158	<300
30	20	6,2	6,0	342	293	<300
90	24	15,4	8,4	474	518	340
270	28	38,0	8,8	814	714	580
SzD5%	4	8,8	2,0	240	222	230
Átlag	22	15,0	7,0	438	421	–

IV. Néhány szennyező mozgása a levegő-talaj-növény-állat táplálékláncban

1. Kiüledő szálló por Budapesten és környékén

Budapesten és környékén 2010 augusztusában pormintákat gyűjtöttünk 15 kiválasztott mintavételi helyen. Célunk az volt, hogy megismerjük napjainkban milyen káros elemterhelés érheti az itt élő embereket a belélegzett levegő, vagy az elfogyasztott élelem által. A főváros környéki agglomerációt 5 település jelentette: Monor, Vécshs és Dunaharaszti a Duna bal partján a pesti oldalon, illetve Törökbálint és Szentendre a Duna jobb partján a Dunántúli régióban. Budapest területén 10 mintavételi helyet mintáztunk. Részben a Liszt Ferenc reptér és a két vasúti pályaudvar; a 4 belvárosi Duna-híd, valamint a Moszkva (Széll Kálmán) tér, Nagykörút és a Margitsziget. Mintavételi helyeket Budapest agglomerációjában az 1. térkép szemlélteti.



1. Térkép Mintavételi helyek Budapest agglomerációjában: ◎

Minden mintavételi helyen műanyagszálas 4 cm szálhosszúságú ecsettel 16 x 13 cm papírtálcákba pormintákat gyűjtöttünk 15-20 helyről az épületek ablakpárkányairól, korlátok és hirdetőtáblák felületeiről steril tépőzáras műanyagzacskókba. A zacskókat kívül-belül megcímkéztük. A por mennyisége

300-350 g-ot tett ki zacskónként (átlagmintaként). Minden mintavételi helyen a mintavételt megismételtük, azaz 2-2 db 300-350 g-os átlagmintát vettünk, hogy a mintavételek hibáját, szórását, egyezését is megbecsülhessük. Az egyes mintavételeket követően a használt ecsetet és a papírtálcát alaposan portalaníttuk.

Mintákat az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet ICP Laboratóriumába szállítottuk és előkészítettük analízisre 0,2 mm lyukbőségű szitán áteresztve. Ez a 0,2 mm alatti rész tartalmazza a finom homok, por és a kolloidális méretű agyagfrációt, melyben a szennyeződések dúsulhatnak. Ezt követően királyvizes feltárásból határoztuk meg az „összes” elemtartalmakat ICP technikát alkalmazva. A 216. és a 217. táblázatban tanulmányozható a Budapest és környékén kiülepedett por összetétele 22 elemre. Külön csoportosítottuk a főváros környékének és Budapest területének adatait. Viszonyítási alapként megadtuk egy szennyezetlen mezőföldi szántó (Nagyhörcsök) átlagos összetételét, a hazai szabályozásban elfogadott átlagos földtani/talajtani összetételt („A” háttér), valamint a hazai szabályozásban már szennyezettnek tekintett „B” határkoncentrációkat. Feltűntettük elemenként az átlagtól való eltérést, mely *95%-os, **99%-os, illetve 99,9%-os valószínűséggel fennállhat az egyes mintavételi helyek között (F.e.).

Látható, hogy a vizsgált porok kalciumban (Ca) a leggazdagabbak, tehát kifejezetten meszesek. A maximális Ca-tartalom a Nyugati pályaudvar környékén közel 13%-ot ér el, mely 32% CaCO_3 -nak felel meg. A szálló por 1/3-át a mész alkotja. A Ca dúsulása természetes. Forrása a meszes talaj, épületek, utak stb. Mivel relatíve nem káros hatású szennyezettségi határértéket, határkoncentrációt sem talajra, sem szennyvíziszapra nem állapítanak meg.

Érdemi dúsulást nem jeleznek a döntően talajalkotó vas(Fe), alumínium (Al), kálium(K), foszfor(P) és mangán(Mn) elemek. A Fe a felújítás alatti Margithíd porában érhetően kiugró. A magnézium(Mg) részben a Ca kísérőeleme, dúsulása a Ca-ét követi. A kén(S) a szennyezetlen talajhoz viszonyítva nagyságrenddel nőhet a szálló porban. Az energiamérésre használt fossziliák mint a szén, olaj stb. kéntartalma nagy. A közlekedés, település (fűtés), ipar által okozott kénterhelés összeadódik és savas esőket eredményezhet. A nátrium(Na) főként az utak sózásából eredhet. Nem véletlen, hogy a közúti közlekedés elől gyakorlatilag elzárt Margitszigeten a Na mennyisége elenyésző, illetve közelálló a szennyezetlen mezőföldi talajéhoz. A taglalt Ca, Fe, Mg, Al, K, S, Na, P, Mn elemekre szennyezettségi határértékek nincsenek megállapítva környezeti veszélyességükből eredően (216. táblázat).

Nem így a nehézfémeknek minősülő cink(Zn) és ólom(Pb) esetében. A belélegzett levegővel bekerülő, vagy az elfogyasztott étellemmel felvett nehézfémeket a gyomorsav oldja és a véráramba kerülhetnek mérgezést okozva. A szálló porban nagyságrendbeli dúsulás a szennyezetlen háttérhez, a művelt mezőföldi talaj összetételéhez viszonyítva a cink és az ólom esetében. Mindez annak ellenére, hogy a rendszerváltás óta egy sor elavult környezetszennyező üzemet zártunk be és

bevezettük az ólommentes benzint Európában. A település, fűtés, közlekedés és az új iparágak, illetve a mezőgazdasági tevékenység környezetterhelése nem elhanyagolható. A felújítás alatti Margithídon leülepedő porban extrém nagy a Pb koncentrációja, közelít a 0,3%-hoz. Ez kereken 158-szorosa a szennyezetlen talajénak (216. táblázat).

216. táblázat. Budapest és környékén kiülepedett por elemzése, valamint egy szennyezetlen szántó (Nagyhőrcsök), hazai háttér átlagértékek (A), hazai szennyezettségi küszöbértékek (B), illetve a szennyvíziszapokra vonatkozó határértékek (H.É.). Királyvíz oldható „összes” elemtartalom, mg kg⁻¹ (Budapest, 2010)

Mintavétel			Ca	Fe	Mg	Al	K	S	Na	P	Zn	Mn	Pb
No.	Helye	Dátum	%								mg kg ⁻¹		
Budapest környéke													
1	Monor	08.31	3,8	1,4	1,2	1,2	0,20	0,04	0,05	0,06	231	380	38
2	Vecsés	09.01	7,7	2,0	1,5	1,8	0,33	0,25	0,13	0,11	1219	505	129
3	Dunaharaszti	09.01	3,5	1,7	1,0	1,5	0,32	0,09	0,04	0,11	517	503	96
4	Törökbálint	08.31	8,7	1,9	1,8	1,3	0,28	0,29	0,21	0,10	319	422	72
5	Szentendre	09.01	9,3	1,6	1,5	1,4	0,28	0,40	0,33	0,09	763	445	271
Budapest területe													
6	Repülőtér	09.01	5,4	1,9	0,9	1,4	0,35	0,19	0,18	0,09	1030	451	106
7	Nyugati P.U.	09.02	12,8	2,9	2,0	1,6	0,35	0,38	0,25	0,19	1813	839	808
8	Keleti P.U.	09.02	8,3	2,5	1,5	1,4	0,43	0,67	0,30	0,16	2124	496	465
9	Szabadsághíd	09.03	5,8	2,9	0,9	0,7	0,11	0,27	0,11	0,07	877	499	680
10	Petőfihíd	09.03	6,4	2,8	1,1	1,1	0,16	0,30	0,35	0,08	537	440	837
11	Erzsébethíd	09.03	9,4	2,5	1,3	1,1	0,15	0,14	0,16	0,08	530	448	332
12	Margithíd	09.02	2,6	10,5	0,4	0,7	0,11	0,09	0,05	0,06	1074	1195	2838
13	Széll Kálmán tér	08.31	8,7	2,9	1,8	1,5	0,30	0,45	0,33	0,11	1043	493	319
14	Margitsziget	09.02	6,0	2,1	1,4	1,5	0,33	0,12	0,05	0,12	727	438	88
15	Nagykörút	09.02	6,6	2,7	1,3	1,0	0,25	0,22	0,29	0,10	770	481	150
Átlag			7,0	2,8	1,3	1,3	0,26	0,26	0,19	0,10	905	535	482
F.e.			*	***	**	**	***	NSZ	NSZ	**	*	*	***
Szennyezetlen talaj és szennyezettségi határértékek													
1	Nagyhőrcsök		2,0	1,9	0,4	1,4	0,30	0,03	0,03	0,09	60	600	18
2	Talaj (A. érték)		-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	25
3	Talaj H.É. (B.érték)		-	-	-	-	-	-	-	-	200	-	100

1. Mezőföldi mészlepedékes vályog csernozjom talaj átlagos összetétele a szántott rétegben. MTA TAKI Kísérleti Telepe

2. A 10/2000. KöM-KHVM-FVM-EüM rendelet földtani „összes” elemkészletének „A” háttér átlagértékei

3. A 10/2000. KöM-KHVM-FVM-EüM rendelet földtani „összes” elemkészletének szennyezettségi „B” határértékei (H.É.)

*F.e.: Igazolható eltérés az átlagtól: *95%-os, **99%-os, ***99,9%-os valószínűséggel. NSZ – nem igazolható eltérés.

Az ércekben, talajokban, kőzetekben az ólom a cinkkel együtt fordul elő. Korábban az ólommérgezéseket közvetett módon az olcsóbb és egyszerűbb Zn-meghatározással mutatták ki. Emlékezetes botrány történt 1994-ben Magyarországon, amikor a fűszerpaprikát bűnözők hamisították. Szárított és

darált zöldpaprikához ólom, króm és bárium sókat kevertek, hogy utánozzák a pirospaprika színét. A mérgezett örleményt fogyasztók súlyosan megbetegedtek, melyben az ólom esetenként az 1%-ot, króm a 0,1%-ot, a bárium a 100 mg/kg koncentrációt meghaladta a szárazanyagban (Kádár *et al.* 1994).

217. táblázat. Budapest és környékén kiülepedett por elemzése, valamint egy szennyezetlen szántó (Nagyhőrcsök), hazai háttér átlagértékek (A), hazai szennyezettségi küszöbértékek (B), illetve a szennyvíziszapokra vonatkozó határértékek (H.É.). Királyvíz oldható „összes” elemtartalom, mg kg⁻¹ (Budapest, 2010)

Mintavétel			Ba	Cu	Sr	Cr	Ni	Sn	B	Co	As	Mo	Cd
No.	Helye	Dátum	mg kg ⁻¹								%		
Budapest és környéke													
1	Monor	08.31	69	413	55	27	13	7	7	6	5,5	0,6	0,3
2	Vecsés	09.01	339	200	111	52	26	9	19	10	7,4	2,3	0,7
3	Dunaharaszti	09.01	200	237	71	35	16	6	15	8	7,1	1,0	0,4
4	Törökbálint	08.31	148	173	152	35	22	12	15	7	6,4	2,9	0,5
5	Szentendre	09.01	547	167	162	39	26	8	15	8	5,2	2,1	0,9
Budapest területe													
6	Repülőtér	09.01	448	192	93	47	24	14	17	9	5,9	3,4	1,4
7	Nyugati P.U.	09.02	506	272	222	68	32	15	20	9	7,4	3,9	1,3
8	Keleti P.U.	09.02	847	139	160	60	33	25	22	11	11,3	7,8	2,4
9	Szabadsághíd	09.03	361	273	98	206	24	24	10	9	6,0	8,7	0,7
10	Petőfi-híd	09.03	277	313	105	82	32	24	10	8	7,6	5,5	0,6
11	Erzsébethíd	09.03	223	290	182	72	36	20	13	7	7,6	5,8	0,8
12	Margithíd	09.02	1108	228	64	131	59	13	9	20	9,0	6,7	1,1
13	Széll Kálmán tér	08.31	660	245	147	95	44	39	22	11	9,1	11,3	0,8
14	Margitsziget	09.02	158	178	132	46	31	6	24	9	10,1	1,9	0,6
15	Nagykörút	09.02	262	263	112	115	57	36	17	11	6,0	8,6	0,7
Átlag			410	239	124	74	32	17	16	9	7,4	4,8	0,9
F.e.			***	NSZ	*	NSZ	***	***	**	*	*	***	***
Szennyezetlen talaj és szennyezettségi határértékek													
1	Nagyhőrcsök		100	19	56	36	28	5	15	10	5	3	0,5
2	Talaj (A. érték)		150	30	-	30	25	5	-	15	10	3	0,5
3	Talaj H.É. (B.érték)		200	75	-	75	40	30	-	30	15	7	1

1. Mezőföldi mészlepedékes vályog csernozjom talaj átlagos összetétele a szántott rétegben. MTA TAKI Kísérleti Telepe.

2. A 10/2000. KöM-KHVM-FVM-EüM rendelet földtani „összes” elemkészletének „A” háttér átlagértékei

3. A 10/2000. KöM-KHVM-FVM-EüM rendelet földtani „összes” elemkészletének szennyezettségi „B” határértékei (H.É.)

*F.e.: Igazolható eltérés az átlagtól: *95%-os, **99%-os, ***99,9%-os valószínűséggel. NSZ – nem igazolható eltérés

Az ólommérgezésre legérzékenyebbek a gyermekek. Náluk az ólom 50%-a, míg a felnőtteknél 5-10%-a szívódik fel. Ez a fém az agy, idegrendszer és a vese maradandó károsodását okozza. Az ólomtartalmú festékek, kerámiák, kozmetikumok stb. miatt terhelésünk nem elhanyagolható. Bizonyított, hogy Beethoven ólommérgezés áldozata lett. Hajmintáiban százszoros koncentrációban találták meg e fémét. Az USA-ban 1998-ban *Prokisch (2010)* közlése szerint az 1-5 éves korosztályban közel 1 millió gyermek vérólomszintje haladja meg a 100 ppb határértéket. A fejlődő világban a helyzet azonban még rosszabb.

A 217. táblázat eredményei szerint ismét a Margithídon gyűjtött pormintában kiugró a bárium(Ba) koncentrációja. A szennyezetlen talajét 11-szeresen, a szennyezett talaj határértékét 5,5-szörösen lépi túl a báriumtartalom. A réz(Cu) esetében mintegy 3-szoros a túllépés a szennyezett talaj küszöbkoncentrációjához viszonyítva. A stroncium(Sr) a kalciummal együtt fordul elő a kőzetekben, talajokban, növényekben, mint kísérő mikroelem. Nem tekintjük érdemi szennyezőnek. Dúsulása a vizsgált porokban általában mérsékelt. A króm(Cr) oxidált formában előforduló kromát sói igen veszélyes mérgek, de ez a forma csak speciális esetekben mutatható ki. Az ülepedő por króm koncentrációi ugyan nagy szórást mutatnak, összességében és átlagosan azonban nem lépik túl a talajra megadott 75 mg/kg szennyezettségi küszöböt.

A nikkel(Ni), ón(Sn), bór(B), kobalt(Co), arzén(As), molibdén(Mo), kadmium(Cd) mikroelemek közül az arzént és a kadmiumot kíséri kiemelt figyelem veszélyességük miatt. Megnyugtató e tekintetben, hogy a szennyezett talajra megállapított határkoncentrációt a nikkel csupán két esetben maximum 50%-kal, az ón szintén két esetben 20-30%-kal lépi túl. A bór nem érdemi szennyező. A kobalt és az arzén szintén a szennyezettségi 30 mg/kg küszöbérték alatt marad. A molibdén bár 4 esetben is meghaladja a 7 mg/kg küszöbkoncentrációt, összességében és átlagosan dúsulást nem jelez.

A kadmium a Margithíd, valamint a pályaudvarok és a repülőtér körzetében haladja meg többé vagy kevésbé az 1 mg/kg küszöbértéket. Ez a nehézfém lassan ürül ki a szervezetből, ezért a terhelés kumulatív, nő az ember korával. Toxicitása azon alapul, hogy a cink elemet az élő szervezet enzimszisztémájában helyettesíteni képes. A kőzetekben, talajokban a cinkkel együtt fordul elő 3%-ot is elérő szennyeződés gyanánt.

2. Szelénforgalom a talaj-növény-állat rendszerben

Bevezetés

Az oxigéncsoport tagjaként (O, S, Se, Te, Po) a szelén döntően a rokontulajdonságú kénnel fordul elő szennyezőként. Szelénben gazdag lelőhelyek nincsenek, főként a piritek kilúgzásakor marad vissza és dúsulhat fel a talajokban. Gyakorisága alapján az 54. helyet foglalja el a földkéreg elemei között, *Náray-Szabó (1956)* szerint 0,1 ppm körüli átlagos mennyiséggel. A talajokban 0,1-2 ppm Se-koncentráció gyakori, bár a szeleniferous talajokban többszáz ppm értéket is mérnek. A növények általában szintén 0,1-2 ppm tartományban tartalmazznak szelént, de az említett szeleniferous talajokon fejlődő indikátor *Astragalus* fajokban 10-15 ezer ppm szelén is akumulálódhat (*Szádeczky-Kardos, 1955*).

Savas, redukáló és szerves anyagban gazdag talajban a nem mobilis és felvehetetlen szelenid Se^{2-} és elemi Se, míg lúgos oxidatív szellőzött talajban a szelenit SeO_3^{2-} és szelenát SeO_4^{2-} oxidációs formák uralkodnak. Utóbbiak mobilisak, felvehetők és toxikussá válhatnak már néhány ppm tartományban. A szelenátok általában még egy nagyságrenddel jobban felvehetők a növény számára, mint a szelenitek, így mérgezőbbek is. A szelenátok kevésbé kötődnek meg a döntően negatív töltésű talajkolloidokon, ezért kimosódhatnak. Csapadékszegény arid vidékeken (Izrael, USA Great Plain Kanadától Mexikóig, India, Kína, Pakisztán meszes arid szeleniferous talajaiban) a Ca-szelenát forma gyakori Se-kedvelő növényekkel. A szerves Se-formákról a talajban keveset tudunk.

Meg kell említeni, hogy a talaj szerves anyagához kötött szelén nem mobilis és főként csak egyes indikátor növényfajok számára felvehető. Ezek a növények azonban elhalásuk után kiváló Se-forrásul szolgálnak a többi faj számára, tehát Se-transzformátorok. A bomló növényi részek Se-készletének pl. 50 %-át vízzeloldható formában mutatták ki. A Se-formák átalakulhatnak, egymásba átmehetnek a talajban, amennyiben a talajtulajdonságok megváltoznak, pl. elsavanyodnak. A szelén illékony a talajból és a növényből is, fokhagyma- vagy retekiszagot árasztva. Nagyobb hőfokon történő szárításnál a veszteség nőhet. A biológiai metiláció közismerten anaerob baktériumok közreműködésével kifejezett lehet a $\text{S} > \text{Se} > \text{Te} > \text{As} > \text{Hg} > \text{Pb}$ elemeknél. A szelén illékony formái a légkörbe kerülnek a talajból és az élő szervezetből, onnan kimosódnak 1-2 vagy néhány g/ha/év mennyiségben a talajra jutva (*Chapman, 1966; Alloway, 1990; Lisk, 1972*). A hazai becsült mennyiség *Molnár (1997)* szerint 1 g/ha/év körülire tehető.

A termőföldek már 1-5 ppm Se-tartalomnál szennyezettnek minősülnek, 5-10 ppm tartományban közepes, 10 ppm felett erős szennyezésről beszélhetünk. Takarmányban a 0,1-0,5 ppm szelén optimálisnak, míg 4-5 ppm már toxikus küszöbértéknek tekintett, a napi 70 µg feletti Se-bevitel már káros a legtöbb állatra (*Kovács, 1990; Pais, 1980*). A növények érzékenysége eltérő, az érzékenyebb fajoknál a fitotoxicitást eredményező kritikus Se-koncentráció 10-40 ppm tartományban jelentkezhet a fiatalabb növényi szövetekben. A Se-kedvelő fajok kivételek. Ismert, hogy a szelén a fehérjékhez, pontosabban a S-tartalmú aminosavakhoz kötődik és itt

a ként helyettesítheti. Az indikátor fajok feltehetően képesek a szelént fehérjékbe nem beépülő aminosavakkal is megkötni és így méregteleníteni.

A Se-terhelés forrásai között említhető a vulkáni tevékenység, valamint az emberi tevékenységgel összefüggésben az ipar, közlekedés, tüzelés, mezőgazdaság. Az irodalmi források szerint (Lisk, 1972; Allaway, 1968; Alloway, 1990 stb.) szennyvíziszapokban 1-10, foszforműtrágyákban 0,5-25, istállótrágyában 2-3, szénben és olajokban 0,1-7 ppm szelén fordulhat elő. A légköri dúsulás (az „E” faktor) egyes szerzőknél Se esetén 5-50, másoknál az 500 feletti tartományban van az extrém szennyező Pb, Cd, elemekkel együtt. Iparmentes területek is, mint Nigéria, É-Skandinávia 100-szoros légköri dúsulást jeleztek. Általában nő a felszíni talajrétegek Se-készlete, a mohák pl. 10-szeres értékeket mutatnak Európa nagy részén.

Az ipari termelés ritkán okoz extrém pontszerű talajszennyezést, így a talajvédelmi határértékek között a szelén általában ma még nem szerepel. Kiterjedtebb Európában a Se-hiány, mint a Se-túlsúly. Jogilag a szenny-víziszapok termőföldön való elhelyezése a leginkább szabályozott, de még itt is hiányzik a szelén az EU-országok előírásaiban. Az öntözésre használt vizekben a FAO 0,02 ppm koncentrációs határértéket javasol. Hasonló a legtöbb ország előírása. Egyedi esetben a 0,5 ppm Se-tartalmú vízzel is öntöznek, de nem haladható meg a 0,1-0,2 kg/ha/év talajterhelés.

Agronómiai, élettani és környezeti szempontból egyaránt fontos a növényi Se-felvételt befolyásoló tényezők ismerete. A molibdénhez hasonlóan a szelén százezer-szeres koncentráció-különbségeket mutathat a talajbani kínálattól, növényfajtól, növényi résztől, a növény korától, egyéb anionok (szulfát, foszfát, nitrát, arzenát, molibdenát stb.) jelenlététől függően. Mivel a növényeken ritkán figyeltek meg specifikus tüneteket a szelén túlsúlya esetén, növényelemzésre van szükség. A növényi koncentráció jelzi a talajok Se-szolgáltatását is, így azok térképezhetőkké válnak Se-tartalomra. Az előregedő növényzetben a koncentráció gyakran tizedére csökken, ami a legeltetésnél figyelembe vehető. A Se-toxikózis mérsékelhető Se-szegény növényfajok vetésével vagy újravetésével, öntözéssel, ha a víz Se-mentes, Se-hiányos takarmányokkal való keveréssel (hígulási effektus), a talajok gipszezésével, ill. szulfátok adagolásával a S/Se arány javítása céljából stb. Sajnos, a szeleniferous talajok – eredetükből kifolyólag – gyakran szulfátosak, így a szulfát-kén talajjavító anyagként hatástalan.

Hazai talajok és növények Se-ellátottsága

A hazai geokémiai vizsgálatok során folyók árterének üledékeit és 50 jellegzetes talajszelvényt elemeztek. A Se-tartalom 10-400 ppb tartományban ingadozott az üledékes kőzetekben és a talajokban, alacsony készletet mutatva. A minták 90 %-a 0,1 ppm alatti volt, különösen a rhyolit-tufák, mészkövek, homokkő, homokos üledékek, míg a nagyobb Se-koncentráció a szulfid mineralizációs területeket jellemezte (Gondi, 1991).

A Budapesti Fővárosi Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomás (BFNTÁ), a német Környezetvédelmi Minisztérium szakembereivel 40 termőhely talajait vizsgálta hazai természetvédelmi körzetekben. Az adatok szórását, a háttérterhelés mértékét a geológiai körülmények határozták meg. A Bükk térségében 4-5 ppm kiugró értékek is előfordultak, míg általános volt a 0,03-2 ppm közötti koncentráció (Marth, 1995). A geokémiai és a környezetvédelmi célú elemzések a talajok és kőzetek összes Se-tartalmának meghatározására irányultak királyvizes, ill. cc HNO_3 + cc H_2O_2 kioldást alkalmazva. Módszertani vizsgálatok szerint a két módszer által kapott eredmények jól egyeztek.

A FAO által kezdeményezett akció során, a '70-es évek közepén, egységes talaj- és növénymintavételre került sor 30 ország részvételével. A szigorúan előírt egységes mintavételi eljárás és módszertan lehetővé tette az eredmények nemzetközi szintű összevetését és a termőhelyek, régiók tápelem-ellátottságának megítélését. A minták elemzését a finn talajtani intézet laboratóriuma végezte. Magyarországon 250 termőhelyet, 106 kukorica- és 144 búzátáblát mintáztunk az ország egész területére terjedően.

A sokoldalú vizsgálatok szerint a magyar termőtalajok a nemzetközi átlaggal egyező mobilis, azaz NH_4 -acetát + EDTA-oldható Se-koncentrációval rendelkeztek. A búzák fiatal hajtása és a kukoricalevelek közelálló és átlagosan 38 ± 21 ppb Se-tartalmat jeleztek. A minimális érték 12, a maximális érték 195 ppb Se volt. A nemzetközi átlag $n = 3600$ mintaszám mellett 109 ± 258 értékkel volt jellemezhető 1-5112 ppb Se-tartományban. A talaj- és növényvizsgálati eredmények együttes értékelése szerint hazánk termőhelyeinek 20 %-a esett az alacsony ellátottsági tartományba, míg 80 %-a többé-kevésbé megfelelőnek minősült. A megfelelő vagy „kielégítő” ellátottság a nemzetközi átlaghoz való relatív viszonyt takart, nem élettani optimumokat. A hazai növényminták Se-tartalma valójában a nemzetközi középmezőny alsó harmadában, míg talajaink mobilis Se-készlete a középmezőnyben helyezkedett el (Sillanpää & Jansson, 1992; Kádár, 1995).

A hazai Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM) keretében 1000 mintavételi helyet elemeztek az ország minden körzetére kiterjedően. Az NH_4 -acetát + EDTA-oldható „mobilis” Se-tartalma átlagosan 0,39 ppm volt a 0-30 cm-es, 0,51 ppm a 30-60 cm-es és 0,66 ppm a 60-90 cm-es talajrétegekben. A minták 32 %-ában 0,1 ppm alatti, míg 11 %-ában 1,0 ppm feletti volt a Se-koncentráció. A talajtulajdonságok közül a humusztartalom és a kötöttség érdemben nem módosította az átlagos Se-tartalmakat, míg a pH és a CaCO_3 % növekedésével párhuzamosan a szelén készlete néhány-szorosára emelkedett a 218. táblázat adatai szerint (Patócs, 1990).

Összefoglalóan megállapítható, hogy Se-hiányos területek hazánkban a savanyú talajokhoz kötődnek, ahol mind a talajok mobilis Se-készlete, mind a növények Se-tartalma alacsony. Utóbbi megállapítást a FAO vizsgálatok is igazolták. Mivel talajaink fele a szántott rétegben savanyú és az elsavanyodás előrehaladt az elmúlt évtizedekben, a Se-hiány növekedésével kell számolnunk a jövőben.

218. táblázat. Hazai termőtalajok felvehető Se-tartalmának alakulása a %-os gyakoriság, ill. a főbb talajtulajdonságok függvényében (NH₄-acetát + EDTA-kioldás, ppm. n= 1000) (Patócs, 1990)

Koncentráció intervallum	%-os gyakoriság	pH (KCl) szerint	Se ppm	CaCO ₃ % szerint	Se ppm
0,1 alatt	32	4,5 alatt	0,18	1 alatt	0,29
0,1 - 0,3	16	4,5 - 5,5	0,25	1 - 5	0,42
0,3 - 0,5	15	5,5 - 6,5	0,32	5 - 10	0,69
0,5 - 1,0	25	6,5 - 7,5	0,57	10 - 15	0,81
1,0 felett	11	7,5 felett	0,88	15 felett	1,07

Szelvényben, cm	Se ppm	Humusz %	Se ppm	Kötöttség K _A	Se ppm
0 - 30	0,39	1 alatt	0,52	30 alatt	0,39
30 - 60	0,51	1 - 2	0,53	30 - 38	0,49
60 - 90	0,66	2 - 3	0,52	38 -42	0,53
-	-	3 - 4	0,44	42 - 50	0,60
-	-	4 felett	0,45	50 felett	0,58

Szabadföldi Se-terhelési tartamkísérlet eredményei

Intézetünk nagyhorcsöki kísérleti telepén, meszes vályog humuszos csernozjom talajon 1991 tavaszán állítottunk be Se-terhelési kísérletet 0, 30, 90, 270 mg/kg, azaz a szántott rétegre vetítve 0, 90, 270, 810 kg/ha Se-adagokat alkalmazva Na₂SeO₃ formájában. Amint a 219. táblázatban látható, a Se-só toxikus hatása minden növényfajon jelentkezett és nem csökkent, hanem nőtt az évekkel. Feltehető, hogy a Na-szelenit fokozatosan Ca-szelenáttá alakul ezen a jól szellőzőtt meszes talajon. A talajba adott szelén mintegy 80 %-át tudtuk kimutatni a szántott rétegben cc HNO₃ + cc H₂O₂ kioldással, valamint 30-40 %-át NH₄-acetát + EDTA-oldható, ún. mobilis vagy „felvehető” formában (220. táblázat). A kísérlet 6. évében, 1996-ban végzett mélyebb fúrások szerint már a 30-60, sőt a 60-90 cm-es réteg is mérhetően szennyeződött a legnagyobb adagú kezelésben.

219. táblázat. Se-terhelés hatása (Na₂SeO₃ forma) a növények termésére (t/ha)

Év	Növény, növényi rész		1991 tavaszán adott Se, mg/kg				SzD _{5%}
			0	30	90	270	
1991	Kukorica	szem	8,2	7,6	5,7	4,3	1,5
1992	Sárgarépa	gyökér	15,2	14,4	7,2	*	4,8
1993	Burgonya	gumó	12,5	10,5	3,8	1,5	3,5
1994	Borsó	mag	3,4	2,4	*	*	0,8
1995	Cékla	gyökér	11,5	8,9	*	*	-
1996	Spenót	levél	22,4	16,4	*	*	-
1997	Búza	szem	7,5	6,4	0,5	*	1,0

Megjegyzés: *Növényzet kipusztult. A kukorica, borsó, búza magtermés légszáraz súly, a többi nyers súly

A növények Se-tartalma a terheléssel több nagyságrenddel megnőtt és a dúsulás minden növényi részben, a generatív szervekben is jelentkezett. Extrém, több száz ppm Se-koncentrációkat jelzett a borsó, cékla és spenót lombja (221. táblázat). A termés betakarításkor maximálisan 100-150 g/ha Se-felvételt mutatott a kukorica, sárgarépa és burgonya növényeknél. Ez azt is jelenti, hogy pl. 10 ppm, azaz 30 kg/ha 0-20 cm feltalaj szennyezése esetén minimum 300 évre lenne szükség a talaj biológiai tisztulásához. Ez az út tehát aligha járható. A gyomnövények hasonló Se-tartalmakat és fitotoxicitást jeleztek. A Se-felvétel adatait az 222. táblázat, a növényfedettség viszonyokat a 223. táblázat foglalja össze.

220. táblázat. Se-terhelés hatása a talaj szántott rétegének Se-tartalmára (mg/kg) (Szabadföldi tartamkísérlet, mezőföldi meszes vályog csernozjom)

(Szabadföldi tartalomkísérlet, mezőföldi meszes vályog csernozjom)					
Mintavétel	1991 tavaszán adott Se, mg/kg				SzD _{5%}
év, hónap	0	30	90	270	
cc HNO ₃ + cc H ₂ O ₂ kioldás („összes” Se)					
1994. április	1	29	81	224	11
NH ₄ -acetát + EDTA kioldás („mobilis” Se)					
1991. július	< 1	7	23	123	43
1991. augusztus	< 1	6	34	84	17
1992. november	< 1	7	66	81	13
1994. április	< 1	8	33	89	11

221. táblázat. Se-terhelés hatása a növények Se-tartalmára (mg/kg száraz anyag)

221. táblázat. Se-terhelés hatása a növények Se-tartalmára (mg/kg száraz anyag)						
Növényi rész	Mintavétel	1991 tavaszán adott Se, mg/kg				SzD _{5%}
	hónap, nap	0	30	90	270	
<i>Kukorica 1991-ben</i>						
Hajtás	júl. 8.	-	9	24	60	5
Levél	aug. 8.	-	7	16	40	3
Szár	nov. 25.	-	6	11	20	1
Szem	nov. 25.	-	8	12	22	1
<i>Sárgarépa 1992-ben</i>						
Lomb	jún. 29.	-	103	161	*	26
Lomb	okt. 7.	-	38	64	*	15
Gyökér	okt. 7.	-	33	63	*	13
<i>Burgonya 1993-ban</i>						
Lomb	jún. 14.	2	132	204	244	20
Lomb	júl. 12.	1	154	208	254	23
Gumó	szept. 7.	3	47	84	75	10
<i>Cukorborsó 1994-ben</i>						
Lomb	máj. 26.	-	200	291	300	40
Szár	jún. 14.	-	126	*	*	-
Szem	jún. 14.	-	176	*	*	-

-: Mérés határ, azaz 1 ppm alatt; *: A növényzet kipusztult.

Megjegyzés: A cékla lomb 1995-ben 608 ppm, a spenót levele 1996-ban 765 ppm maximális Se-koncentrációt mutatott erős mérgezésnél.

222. táblázat. Se-terhelés hatása a növények föld feletti termésébe épült Se mennyiségére (g/ha)

Év	Növényi rész	1991 tavaszán adott Se, mg/kg				SzD _{5%}
		0	30	90	270	
<i>Kukorica aratáskor</i>						
1991	Szemben	< 1	58	66	93	10
1991	Szárban	< 1	23	40	60	4
Összesen		< 1	81	106	153	15
<i>Sárgarépa betakarításkor</i>						
1992	Lombban	< 1	49	43	*	4
1992	Gyökérben	< 1	90	80	*	10
Összesen		< 1	140	123	*	11
<i>Burgonya</i>						
1993	Gumóban	< 1	100	67	23	29

* Állomány kipusztult

223. táblázat. Se-terhelés hatása a gyomosodásra, ill. a növényfedettség %-ára

Növény	1991 tavaszán adott Se, mg/kg				SzD _{5%}
	0	30	90	370	
<i>1991. július 3. – Kukorica</i>					
Kukorica	24	24	19	18	6
Gyom	8	5	2	1	6
Összesen	32	29	21	19	8
<i>1992. június 9. – Sárgarépa</i>					
Sárgarépa	3	3	1	*	2
Gyom	46	49	2	*	27
Összesen	49	52	3	*	29

* Állomány kipusztult

A Se-terhelés toxikus hatását nyomon követhettük a borsó szimbióta N-kötő gümőbaktériumainak visszaszorulásán, valamint az endomikorrhiza kolonizáció gátlásán (224. táblázat). Az 1991. évi kukorica szemtermés csirázási tulajdonságainak romlása jelzi, hogy a Se-mérgezés messzeható károsodást okozhat, az utódok életképessége csökken (225. táblázat).

224. táblázat. Se-terhelés hatása a borsó gümőképződésére (1994. május 30. virágzáskor) (Köves-Péchy Krisztina, Vörös Ibolya és Biró Borbála adatai)

Fügyesgyökér (Fügyesgyökér, Fügyesgyökér és Fügyesgyökér)					
Mintavételi jellemzők	1991 tavaszán adott Se, mg/kg				SzD _{5%}
	0	30	90	270	
Gümőszám, db/100 növény					
Főgyökér	55	53	0	2	48
Oldalgyökér	69	40	2	1	47
Összesen	124	93	2	3	78
Arbuszkuláris mikorrhiza kolonizáció					
M gyakorisága	92	68	60	15	-
M intenzitása	44	24	25	2	-
A gyakorisága	31	0	27	0	-
A intenzitása	17	0	3	0	-

M: mikorrhizáltság; A: arbuszkulák. Megjegyzés: A 90 és 270 mg/kg Se-terhelésnél pusztuló növényzet

225. táblázat. Se-terhelés hatása a kukorica szemtermésének csírázására (%)
(Vetőmag Vállalat vizsgálata, 1991.)

Vizsgált tulajdonság	1991 tavaszán adott Se, mg/kg				SzD _{5%}
	0	30	90	270	
Hulladék	1	1	2	2	1
Beteg csíra	2	4	3	4	3
Rothadt csíra	14	16	18	36	18
Ép csíra	83	79	77	58	18
Összesen	100	100	100	100	-

Összefoglalóan megállapítható, hogy a szelén toxicitása egyaránt jelentkezhet a termés mennyiségének és minőségének csökkenésében, valamint a talajtermékenység olyan jellemzőiben, mint a N-kötő baktériumok és mikorrhiza gombák tevékenységének gátlása. Mivel a talaj mikrobiális közösségei nem egyformán érzékenyek a terhelésre, egyes fajok visszaszorulnak, míg mások felszaporodhatnak a szennyezett talajban.

Szelén beépülése az állati szervekbe

Szabadföldi kísérletünkben 1992-ben termett sárgarépa felhasználásával az ÁTE Takarmányozástani Tanszéke etetési kísérleteket végzett nyulakkal. A kontroll-takarmány 1,0 ppm körüli Se-tartalommal rendelkező száraz anyagra számítva és a nyúl-szervek átlagos koncentrációja is közeli volt. Maximumot a vese mutatott 4,1 ppm értékkel, míg a csontban és a zsírszövetben a szelén kimutathatóság alatt maradt. A szennyezett takarmány 36,2 ppm szelént tartalmazott és etetésével minden nyúl szerv nagyságrendi dúsulásokat jelzett. Maximális dúsulást a májban találunk 65 ppm, ill. a vesében 39 ppm értékkel. Minimális akkumuláció a csontban, szőrben és a zsírszövetekben figyelhető meg 0,6-3,2 ppm tartományban. Amint a 226. táblázatban látható, a szelén a molibdénhez hasonlóan rendkívül mobilis, extrém módon beépülhet az állati szervekbe. Mobilitására utal, hogy feleslege nemcsak a bélsárban, hanem a vizeletben is megjelenik. (A vizelet összetétele friss tömegre van megadva.)

Az etetési kísérlet 20 napig tartott, a szelénrel kezelt répa alacsony gyökértermése nem tette lehetővé a hosszabb idejű vizsgálatot. Az állatok élő-súlya a kísérleti periódus végén gyakorlatilag nem különbözött a kezeléstől függően. Minden kezelésben csökkent viszont a kolinszteráz enzim aktivitása. A részletes vizsgálatokat Fekete Sándor, Glávits Róbert, Hullár István és Szilágyi Mihály végezte az Állatorvostudományi Egyetemen. Megemlítjük, hogy az etetési kísérlet 6 kezelés-csoport 5-5, azaz összesen 30 újjélandi fehér vegyes ivarú nyúl beállítását jelentette egyenként átlagosan 2-3 kg-os élősúllyal.

A kísérletet 1993-ban megismételtük az 1993-ban termett burgonya gumótermésének takarmányozásával. Az előző évihez hasonlóan az állatonként adott 50 g nyúltáp mellett a burgonyagumót ad libitum etettük. Mivel a burgonya gazdagabb

szelénben, a kontrolltakarmány 4 ppm, a szennyezett 62 ppm szelént tartalmazott. A kontroll-csoport nyúlszervei átlagosan 5 ppm, a kezelt takarmányt fogyasztók szervei 19 ppm értéket mutattak. Maximális dúsulást a máj és a vese jelzett a kontrollcsoportban 10-11, ill. a kezelt csoportban 79 ppm (máj) és 32 ppm (vese) értékkel. Utóbbi csoportban a szelén a vizeletben is kimutatható volt. Az 1993. évi adatok összességében tehát megerősítették az előző év eredményeit.

226. táblázat. Kezelések hatása a nyúlszervek összetételére (mg/kg száraz súlyra számolva) (Etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék)

Vizsgált jellemzők	Se 1992-ben		Se 1993-ban		Mo 1992-ben	
	Kontroll	Kezelt	Kontroll	Kezelt	Kontroll	Kezelt
Takarmány*	1,0	36	4	62	0,5	39,0
Szív	0,6	19	7	22	0,1	1,2
Tüdő	0,7	15	7	17	-	1,2
Máj, epe	1,7	65	10	79	1,3	1,9
Vese	4,1	39	11	32	0,8	3,5
Lép	2,0	15	4	12	-	1,1
Here	1,0	22	7	17	0,2	0,7
Izom	1,3	14	4	12	-	0,4
Csont	-	3	2	4	-	1,2
Szőr	1,4	3	5	7	-	0,4
Zsírszövet	-	1	1	1	-	0,1
Bélsár	-	12	mn	mn	0,4	25,3
Vizelet**	0,1	3	-	1	0,4	6,6
SzD _{5%}	4,0		5		1,5	

-: Méréshatár 0,1 ppm alatt; * 1992-ben sárgarépa gyökér-, 1993-ban burgonya gumótermés; ** Vizelet-összetétel friss súlyra megadva; mn: mérés nem történt

Összefoglalás

Áttekintve a szelén forgalmára vonatkozó eddigi, szerénynek mondható ismereteket, az alábbi tanulságok és következtetések fogalmazhatók meg:

- Irodalmi utalások szerint a szelén a savas, redukáló és szerves anyagban gazdag talajokban nem mobilis és a növény számára felvehetetlen szelenid Se^{2-} és elemi Se, míg a lúgos oxidatív szellőzött talajokban mobilis és felvehető szelenit SeO_3^{2-} és szelenát SeO_4^{2-} formában fordul elő. A szelenátok nagyságrenddel mobilisabbak, felvehetőbbek és így mérgezőbbek a szeleniteknél.
- A hazai geokémiai és talajtani felvételezések eredményei alapján egyaránt rendelkezünk szelénben szegény és gazdag kőzetekkel és termőhelyekkel, bár az üledékes kőzeteink összes Se-készlete inkább mérsékeltnek minősül nemzetközi összehasonlításban.
- Talajaink NH_4 -acetát + EDTA-oldható „mobilis” Se-tartalma a lúgossággal többszörösére nő és átlagos értéke közeli vagy egybeesik a FAO vizsgálatok átlagával. Se-hiányos területeink a savanyú talajokhoz kötődnek, ahol mind a talaj, mind a növények Se-tartalma kicsi. Nagyobb Se-dúsulást a hazai

növényvizsgálatok sehol nem jeleztek, viszont már a '70-es évek közepén gyűjtött fiatal búza- és kukoricaminták 1/5-e kifejezetten alacsony ellátottságot jelzett a nemzetközi mezőnyben.

- Az ipari és egyéb emberi tevékenység által okozott jelentős Se-szennyezésről nincsenek hazai adatok. A légköri regionális vagy globális Se-terhelés 1-2 vagy néhány g/ha/év mennyiségre tehető Európában az irodalmi utalások szerint. Ez a forrás nem ellensúlyozhatja a talajsavanyodás szelén felvételét gátló hatását. Mivel művelt talajaink fele már a szántott rétegében többé-kevésbé elsavanyodott és a folyamat fel-gyorsult az utóbbi évtizedekben, a Se-hiány kiterjedésével számolhatunk.

- Szennyezéskor a szelén extrém módon feldúsulhat a növényben és azt követően a növényevő állati szervezetben. Az ellenőrizetlen Se-adagolás könnyen vezethet a talaj, a növény, az állat és végső soron az ember mérgezéséhez. További sokoldalú vizsgálatok szükségesek a tápláléklánc Se-forgalmának feltárásához hazai viszonyaink között. Ezek a kutatások tudományközi együttműködést igényelnek abból a célból, hogy a jelenségeket összetettségükben ismerhessük meg, ahogy azok a természetben megnyilvánulnak.

Selenium in soil-plant-animal system (Summary)

Se occurs in mobile Ca-selenate form in calcareous soils and it is weakly adsorbed. Plant uptake was characterized with hyper-accumulation: a thousand-fold increase occurred during the first decade in different plant parts (including generative ones, grains) together with a crop yield decrease. Se is dangerous pollutant, as it can accumulate in plants, animals or humans at toxic levels. Leaching of the toxic form also endangers groundwater. It is important to note that nodule-forming and atmospherical N-binding soil life was in fact stopped in the 4th year of the trial on pea roots in the case of more extreme Se-treatments and partly in As-treatments. Endomycorrhizal symbiosis suffered damage in polluted soil. To some extent higher Cd loads had a similar effect.

3. Kezelések hatása a közönséges televényféregre

Bevezetés

A televényféreg alapvető funkciót töltenek be a földigilisztákkal együtt a talajélet fenntartásában, pl. a talajba került szervesanyagok, melléktermékek, szennyezők lebontásában. Ezek több szempont szerint is alkalmasak arra, hogy öko-toxikológiai vizsgálatokban, tesztállatként szerepeljenek (*Didden & Römbke, 2001; Dózsa-Farkas, 2002*). Eddig ilyen célra leggyakrabban a *Cognettia* (*Lokke & van Gestel, 1998*) és az *Enchytraeus* (*Didden & Römbke, 2001*) fajokat használták. Ez utóbbi széles elterjedésű, laboratóriumban jól tartható és szaporítható faj, ezért az elmúlt években egyre gyakrabban alkalmazzák akut és krónikus laboratóriumi toxicitási tesztekben.

Az ilyen típusú vizsgálatok elvégzésére már rendelkezésünkre áll előzetes OECD útmutató is (*OECD, 1999*). *Lock és Janssen (2002a)* kimutatták, hogy az OECD teszt megbízhatóságát és érzékenységét nem növeli ha nem egy, hanem egymást követő két televényféreg generáción vizsgálják a kadmium, réz, ólom és cink hatását. Nem találtak különbséget az LC₅₀ és a reprodukcióra vonatkoztatott ED₅₀ értékeiben ha a cinkkel frissen szennyezett talajon, vagy a szennyezés után 8 héttel végezték a tesztet mesterséges talajon (*Lock & Janssen, 2002b*).

Kévs adat áll rendelkezésre a közönséges televényféreg nehézfém-toleranciájával kapcsolatban. *Lock és Janssen (2001a)* szerint a kadmiummal terhelt talajokon hosszabb ideig élő állatoknak sem változott meg jelentősen e nehézfémrel szembeni toleranciája. Kísérletükben kimutatták, hogy a kadmiummal nem szennyezett, illetve szennyezett talajról származó populációk esetén az LC₅₀ érték között nem volt szignifikáns különbség. *Römbke (1989)* az *E. albidus* fajt használta kísérletében. Szennyező anyagként egy katonai használatra kifejlesztett, cinkből és rézből álló keveréket alkalmazott. A 28 napos tesztben az LC₅₀ értékét az adott fémkeverékre vonatkozóan 1660 mg/kg-nak találta.

Anyag és Módszer

Jelen vizsgálatban krónikus laboratóriumi toxicitási vizsgálatokat végeztünk nagyhőrcsöki csernozjom talajokon az *OECD (1999)* útmutató előírásai szerint. Hét mikroelem – a Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn és a Se – hosszú távú hatásait teszteltük a közönséges televényféreg mortalitásán és reprodukciós képességén. Vizsgáltuk, hogy a 30, 90, 270 és 810 kg/ha mennyiségben kijuttatott szelén, illetve a 270 és 810 kg/ha dózisban kijuttatott kadmium, króm, réz, higany, ólom és cink hét évvel a szennyezés után befolyásolja-e az *E. albidus* mortalitását és reprodukcióját.

Krónikus laboratóriumi toxicitási vizsgálatokat végeztünk nagyhőrcsöki csernozjom talajokon az *OECD (1999)* útmutató előírásai szerint. Hét mikroelem – a Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn és a Se – hosszú távú hatásait teszteltük a közönséges televényféreg mortalitásán és reprodukciós képességén. Vizsgáltuk, hogy a 30, 90, 270 és 810 kg/ha mennyiségben kijuttatott szelén, illetve a 270 és 810 kg/ha

dózisban kijuttatott kadmium, króm, réz, higany, ólom és cink hét évvel a szennyezés után befolyásolja-e az *E. albidus* mortalitását és reprodukcióját.

A szántott (általunk is vizsgált) talajréteg NH_4 -acetát + EDTA-oldható elemtartalmának változásait a kezelések függvényében a 227. táblázat adatai szemléltetik. Jól látható, hogy a Cd, Cu, Pb és Zn elemek nagyobb része „mobilis” formában maradt a szántott rétegben. Az oldható, szelenát formában adott Se az évek folyamán kimosódott a feltalajból, koncentrációja lecsökkent. A higany a szántott rétegben maradt, de megkötődött a talajban és „mobilis” frakció csak az extrém terhelésnél volt kimutatható a kísérlet 7. éve után. A kromát (Cr VI) – vízoldható formában adott Cr – oldhatatlan Cr(III) formává alakult, illetve gyorsan kilúgződött a szántott rétegből.

227. táblázat. Mikroelem-terhelés hatása a karbonátos csernozjom talaj szántott rétegének elemtartalmára

(1) Elem	(2) Terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0, ill. 30*	90	270	810		
A. cc. HNO ₃ + cc. H ₂ O ₂ -oldható „összes” elemtartalom 1994-ben, mg/kg						
Cd*	8	18	50	162	18	60
Cr	18	48	64	121	57	63
Cu	17	43	85	230	24	94
Hg*	8	26	67	157	33	64
Pb	10	49	142	264	33	117
Zn	40	71	118	274	26	126
Se*	7	29	81	224	22	85
B. NH ₄ -acetát + EDTA-oldható „mobilis” elemtartalom 1994-ben, mg/kg						
Cd*	4	14	44	164	13	57
Cr	1	1	2	4	1	2
Cu	4	23	65	192	12	71
Hg*	1	2	12	41	2	14
Pb	5	29	101	260	19	99
Zn	1	19	44	147	11	53
Se*	3	8	33	89	11	33
C. NH ₄ -acetát + EDTA-oldható „mobilis” elemtartalom 1998-ban, mg/kg						
Cd*	1	24	71	168	13	66
Cr	0,1	0,4	0,9	1,5	0,6	0,7
Cu	4	20	51	131	12	52
Hg*	0,1	0,1	2,2	17	2,4	4,8
Pb	4	31	87	167	16	72
Zn	2	20	47	124	12	48
Se*	1	2	7	28	4	10

Megjegyzés: Cr, Cu, Pb és Zn esetén 0 kg/ha; * Cd, Hg és Se esetén 30 kg/ha 1991 tavaszán
 Table 227. Effect of microelement loads on the element content of the ploughed layer of a calcareous chernozem soil (Nagyhőrcsök). (1) Element. (2) Load in spring 1991, kg/ha. (3) LSD_{5%}. (4) Mean. A. “Total” element content soluble in cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ in 1994, mg/kg. B. “Mobile” element content soluble in NH₄-acetate + EDTA in 1994, mg/kg. C. “Mobile” element content soluble in NH₄-acetate + EDTA in 1998, mg/kg. Note: 0 kg/ha for Cr, Cu, Pb and Zn; *30 kg/ha for Cd, Hg and Se in spring 1991.

Kísérletünk évében (1998-ban) napraforgót termesztettek. A mikroelemek közül a kadmium és szelén bizonyult a növény számára is toxikusnak. E két elem olyan mértékben akkumulálódott a növényben, mely egészségügyi háttér koncentráció túllépést eredményezett, így a betakarított termés mind emberi, mind állati fogyasztásra alkalmatlanná vált.

Két kísérletet állítottunk be. Az *első kísérletben* a Nagyhörcsöki Kísérleti Telep 30, 90, 270 és 810 kg/ha Se-terhelést kapott parcelláinak talajait, a *második kísérletben* a 270, valamint 810 kg/ha Cd-, Cr-, Cu-, Hg-, Pb- és Zn-terhelésben részesült parcellákból származó talajokat teszteltük. A talajmintavétel 1998 nyarán történt. A parcellánként 10–10 helyről, a talajréteg felső 10 cm-es rétegéből, 10 cm átmérőjű talajfúróval vett mintákat 2×2 mm-es rostán átrostáltuk. Így kaptunk egy, a parcellát reprezentáló talajmintát, amelyet kiszárítva, hermetikusan lezárva tartottunk egy évig, mikor is elkezdődtek a kísérletek.

A kísérletben felhasznált televényférgeket, a SzIE Állattani és Ökológiai Tanszékén fenntartott törzstenyészetből nyertük. A 200 ml-es műanyag tenyészedényekbe 25,85 g talajt (20 g száraz tömeg, 55% vízkapacitás) mértünk. A talajhoz 0,6 g porított zabpelyhet kevertünk és erre helyeztünk 10 db kifejlett, petés állatot. Az edényeket parafilmmel zártuk le. Az így beállított kísérleti edényeket a termosztátban random módon helyeztük el. A talajra telepített állatokat 15 °C-os hőmérsékleten ($\pm 0,8$ °C), 85% páratartalom ($\pm 5\%$) mellett tartottuk. A tenyészeteket hetente kétszer ellenőriztük, megvizsgáltuk az állatok egészségi állapotát és a talaj nedvességtartalmát (ez utóbbit szükség esetén pótoltuk). Minden második ellenőrzés alkalmával (hetente egyszer) porított zabpelyhellyel etettünk. A szelén vizsgálatokor kezelésenként 4 ismétlést végeztünk, azaz a kontrollal együtt 20 edényt (5×4) állítottunk be. A nehézfémek esetében kezelésenként 5 ismétléssel, azaz a kontrollal együtt 70 edényt (7×2×5) vizsgáltunk.

A kísérletek időtartama 6 hét volt. Lebontáskor a tenyészedényekbe 20 tf%-os cukoroldatból 80 cm³-t öntöttünk, majd vékony üvegbottal, óvatosan felkevertük a talajt. A kezelés hatására a talajban lévő valamennyi állat az oldat felszínére került. Ezt 5 perc ülepítés követte, hogy a nehezebb fajsúlyú talajszemcsék leülepedjenek. Az oldatot a benne lévő állatokkal együtt egy tiszta edénybe öntöttük át, majd a kísérleti edényben maradt, egyszer már átmosott talajjal az egész műveletsort újra megismételtük. A talajokról leöntött cukoroldatot petri-csészében, mikroszkóp alatt vizsgáltuk át és az összes állatot megszámoltuk. A kifejlett (adult) és fiatal (juvenilis) állatok számát külön állapítottuk meg. Az átlagokat egy utas varianciaanalízissel elemeztük, majd LSD-tesztet végeztünk (Statistica 5.0 programcsomag).

Kísérleti eredmények

A különböző *Se-terhelést* kapott parcellák talajában kimutatható hatást tapasztaltunk mind a kifejlett állatok, mind a fiatal egyedek körében. A kifejlett állatok mortalitását szignifikánsan befolyásolta a Se-kezelés ($F = 18,4$; $p < 0,001$). A különböző dózisok hatásait összehasonlítva látható, hogy a 30 és 90 kg/ha-os

terhelés hatása nem volt szignifikáns, viszont a 270 és 810 kg/ha szennyezés szignifikánsan csökkentette a kifejlett állatok számát a kontrollhoz képest.

A reprodukciós képesség, vagyis a fiatal állatok egyedszámának elemzése még erősebb hatást igazolt. A Se-kezelés hatása ebben az esetben is erősen szignifikáns volt ($F = 21,6$; $p < 0,001$). A dózisok hatását tekintetbe véve a 30 kg/ha kezelésnél még nem kaptunk szignifikáns különbséget, a 90 kg/ha-os terhelési szint mellett viszont a fiatal állatok száma szignifikánsan kevesebb volt a kontrollhoz képest. A 270 kg/ha és a 810 kg/ha kezelések talajában nem volt fiatal állat (228. táblázat).

228. táblázat. Növekvő Se-koncentráció 7. éves utóhatása az *Enchytraeus albidus* mortalitására (kifejlett egyedek) és reprodukciós képességére (fiatal egyedek) 1998-ban (Átlagos egyedszám 6 hét után a kísérlet végén, db/edény)

(1) Egyed	(2) Se-terhelés 1991 tavaszán, kg/ha					(3) SzD _{5%}	(4) Átlag
	0	30	90	270	810		
a) kifejlett	9,3	8,3	6,7	5,0	0,0	2,7	5,9
b) fiatal	133	101	56	0	0	40	58

Table 228. After-effect of increasing concentrations of Se after 7 years on the mortality (fully developed worms) and reproduction ability (young worms) of *Enchytraeus albidus* in 1998 (Mean number of worms/pot after 6 weeks, at the end of the experiment). (1) Worms. a) Fully developed; b) young. (2) Se load in spring 1991, kg/ha. (3)–(4): See Table 227.

A Cd, Cr, Cu, Hg, Pb és Zn mikroelemek a kezelés után hét évvel sem a 270 kg/ha ($F = 0,28$; $p = 0,943$), sem a 810 kg/ha ($F = 0,57$; $p = 0,752$) terhelésnél már nem befolyásolta a közönséges televényférgék mortalitását (229. táblázat). A reprodukciós képességet a Cd, Cr, Cu, Hg és Pb 270 kg/ha dózisban nem befolyásolta, de a Zn ugyanekkora adagja szignifikánsan csökkentette ($F = 3,65$; $p < 0,01$). A legnagyobb (810 kg/ha) dózis alkalmazása esetén viszont valamennyi vizsgált elem (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) szignifikánsan ($p < 0,001$ minden elem esetében) csökkentette az állatok reprodukcióját (229. táblázat).

Az *E. albidus* mortalitása tehát a reprodukciónál kevésbé érzékeny paraméter a talajt szennyező mikroelemek hatásának kimutatására. Hasonló megállapításra jutottak más talajállatokkal végzett toxicitási tesztekben is (Fischer et al., 1997; Hornung et al., 1998). A szelén talajállatokra gyakorolt hatásával kapcsolatban egyelőre csupán a fonálférgekre vonatkozóan állnak rendelkezésre irodalmi adatok (Nagy, 1999; Bakonyi et al., 2003). Ezek szerint a 90 mg/kg Se-koncentráció már kimutatható, hátrányos hatással van a fonálféreg együttesek szerkezetére a kijuttatást követő hét év után. Tehát a fonálférgek közösségi paraméterei és a közönséges televényféreg szaporodási tesztje szerint egyaránt a nagyhőrcsöki csernozjom talajon a LOEC érték 2 mg/kg NH₄-acetát + EDTA- oldható Se. A jelenlegi szennyezettségi határérték 1 mg/kg összes szelén, ugyanakkor azonban a „fokozottan érzékeny területek intézkedési szennyezett-ségi határértéke” 5 mg/kg (10/2000. (VI. 2.) KÖM–EüM–FVM–KVHM együttes rendelet). Úgy látszik, hogy a szelén az állatokra már ennek a határértéknek a közelében, nagy valószínűséggel alatta, káros hatással van.

229. táblázat. Egyéb nehézfém-terhelés 7. éves utóhatása az *Enchytraeus albidus* mortalitására (kifejlett egyedek) és reprodukciós képességére (fiatal egyedek) 1998-ban (Átlagos egyedszám 6 hét után a kísérlet végén, db/edény)

(1) Terhelés 1991 tavaszán	(2) Kontroll	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
A. Kifejlett egyedek száma, db/edény							
270 kg/ha	8,6	8,4	8,2	9,4	8,8	8,4	8,6
810 kg/ha	8,6	8,8	7,8	8,3	8,4	8,4	8,2
a) SzD _{5%}	–	1,7	2,0	1,7	1,9	1,7	1,9
B. Fiatal egyedek száma, db/edény							
270 kg/ha	73	77	71	86	78	86	27
810 kg/ha	115	22	16	32	23	41	5
a) SzD _{5%}	–	14	13	19	15	25	10

Table 229. After-effect of other microelement loads after 7 years on the mortality (fully developed worms) and reproduction ability (young worms) of *Enchytraeus albidus* in 1998 (Mean number of worms/pot after 6 weeks, at the end of the experiment). (1) Load in spring 1991. a) LSD_{5%}. (2) Control. A. No. of fully developed worms/pot. B. No. of young worms/pot.

A 230. táblázatban bemutatott irodalmi adatokat ugyanazzal a kísérleti metodikával kapták, mint amit jelen kísérletben alkalmaztunk. Még az állatok is azonos törzstenyészetből származtak. A kísérlet Cd-, Cu- és Pb-kezelésében a NOEC és LOEC értékei lényegében véve a fellelhető irodalmi adatokkal megegyezők. A Cr- és Zn-terhelés viszont lényegesen toxikusabbnak bizonyult az általunk alkalmazott jó minőségű csernozjom talajon, mint a kevés komponensű, rossz szerkezetű OECD talajon (Lock & Janssen, 2001b, 2002a,b). A nagyhőrsőki kísérletben a nagyon mérgező Cr(VI) került alkalmazásra, de a teszt elvégzésének idejére ez már nagyrészt Cr(III) formává alakult, illetve a mélyebb talajrétegekbe szivárgott. Ennek ellenére a toxikus hatás fennmaradt az *E. albidus* fajjal végzett laboratóriumi tesztben.

230. táblázat. Különböző mikroelemek NOEC és LOEC értékei az *Enchytraeus albidus* 42 napos reprodukciós tesztjében (OECD, 1999)

(1) Elem	(2) Talaj	NOEC mg/kg talaj	LOEC mg/kg talaj	(3) Szerző
Cd	OECD	100	180	LOCK & JANSSEN (2001b)
Cd	a) vályog	56	100	LOCK & JANSSEN (2001b)
Cd	OECD	32	56	LOCK & JANSSEN (2002a)
Cr(III)	OECD	560	1000	LOCK & JANSSEN (2002b)
Cu	OECD	180	320	LOCK & JANSSEN (2002a)
Pb	OECD	100	180	LOCK & JANSSEN (2002a)
Zn	OECD	180	320	LOCK & JANSSEN (2002a)

Megjegyzés: a talajbani határkoncentrációk az összes elemkészletre vonatkoznak

Table 230. NOEC and LOEC values of various microelements (mg/kg soil) in a 42-day reproduction test on *Enchytraeus albidus* (OECD, 1999). (1) Element. (2) Soil. a) loam. (3) Author. Note: The soil limit concentrations are valid for all the elements.

Figyelemre méltó, hogy ugyanez a krómmal szennyezett talaj, terepi vizsgálataink szerint, szintén toxikus hatást gyakorolt a szabadon élő fonálféreg együttesekre is (Bakonyi *et al.*, 2003). Jelenleg nem tudjuk, hogy a cink miért toxikusabb az *E. albidus*-ra egy jó minőségű talajon, mint az OECD talajon. Különösen a Cr esetében nagy a különbség, mert az OECD talajon mért 1000 mg/kg „összes” Cr, míg a jelen kísérletben 1,5 mg/kg „felvehető” Cr volt a LOEC érték. (A 227. táblázat adataiból kitűnik, hogy az „összes” króm messze elmaradt az OECD kísérletben alkalmazott mennyiségtől.) A különbség a Cr-formák között esetünkben három nagyságrend. Ez magyarázható azzal, hogy az OECD talajt kizárólag Cr(III)-mal szennyezték, ami ha nem alakult kromáttá nem jelentett problémát.

Kísérletünk eredményei felhívják a figyelmet az ökotoxicitási tesztek fontosságára. Reális, ökológiai szempontból is releváns szennyezettségi határértékek megállapításához a hagyományos eljárásokon túl, a teljes életközösséget, vagy legalább azok reprezentáns képviselőit érintő, ökotoxicitási vizsgálatok elvégzésére van szükség.

Összefoglalás

Krónikus toxicitási vizsgálatokat végeztünk laboratóriumban a közönséges televényféreg (*Enchytraeus albidus*) faj segítségével a 1991 tavaszán Nagyhörcsökön beállított mikroelem-terhelési szabadföldi tartamkísérlet szántott rétegeből származó talajokon. Hét elem – a Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn és a Se – hosszú távú hatásait teszteltük a faj mortalitásán és reprodukciós képességén. A kísérletben alkalmazott elemeknek (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, Se) a talajba kerülésüket követően 7 évvel is van kimutatható hatása a toxicitási tesztekben vizsgált paraméterekre. A szelén növekvő koncentrációi a mortalitást és a reprodukciós képességet is szignifikánsan csökkentik. A vizsgált talajtípuson a LOEC érték 2 mg/kg NH₄-acetát + EDTA-oldható Se volt. A legmagasabb koncentrációban (810 kg/ha) kijuttatott hat nehézfém (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) hét évvel a kezelés után a közönséges televényféreg mortalitására nincs statisztikailag igazolható hatással, ugyanakkor a reprodukciós képességet szignifikánsan csökkentik. Alacsonyabb koncentrációban (270 kg/ha) statisztikailag kimutatható hatása már csak a cinknek van, amely a reprodukciós képességet csökkenti.

Effect of Microelement Load on White Worms (*Enchytraeus albidus*) (Summary)

Chronic toxicity tests were carried out in the laboratory on soils originating from the ploughed layer of a long-term field experiment on microelement loads using white worms (*Enchytraeus albidus*) as indicator. In spring 1991 cadmium, mercury and selenium were applied at rates of 30, 90, 270 and 810 kg/ha, while the rates for chromium, copper, lead and zinc were 0, 90, 270 and 810 kg/ha. The elements were applied in the form of CdSO₄·8/3H₂O, HgCl₂, Na₂SeO₃, K₂CrO₄, CuSO₄·5H₂O, Pb(NO₃)₂ and ZnSO₄·7H₂O.

Observations were made on the long-term effects of seven elements (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, Se) on the mortality and reproduction ability of the species. Two experiments were set up. Tests were made in the first on soils from plots at the Nagyhörcsök Experimental Station treated with 30, 90, 270 and 810 kg/ha Se, and

in the second on soils from plots treated with 270 and 810 kg/ha Cd, Cr, Cu, Hg, Pb and Zn.

The effect of the elements applied in the experiment (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, Se) could still be detected in the parameters recorded in toxicity tests seven years after they were introduced into the soil.

Increasing concentrations of selenium were found to cause a significant decrease in mortality and in reproduction ability. On the tested soil type the LOEC value was 2 mg/kg NH₄-acetate + EDTA-soluble Se.

Seven years after the application of six heavy metals (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) at the highest concentration (810 kg/ha) there was no longer any statistically significant influence on the mortality of white worms, though their reproduction ability was still significantly reduced. The effect of the 270 kg/ha concentration was no longer significant, except in the case of Zn, which reduced the reproduction ability.

VI. Összefoglalás, irányelvek a tápláléklánc káros elemterhelésének csökkentésére Magyarországon

1. Talaj. A talajban felhalmozódó elemek többségének mobilitását a pH jelentős mértékben szabályozza. Ahhoz, hogy a szennyezők a talajban megkötődjenek és a nemkívánatos növényi felvételt elkerüljük, hatékony eszköz lehet a savanyú talajok meszezése vagy pl. barnaszén alkalmazása. Nem mérsékelhető azonban ilyen módon néhány aniont képező elem kikerülése a talajból, mint pl. a Mo, Se, Cr és részben az As. A talaj gazdagítása szerves anyagokkal elsősorban az organofil elemek (Mo, Se, Cu, Hg) visszatartását javíthatja. A meszezés és a megfelelő szervesanyag-gazdálkodás környezetvédelmi szempontból is indokoltá válhat egyes termőhelyeken.
2. Növény. Az elemek akkumulációja fajonként és fajtánként genetikailag eltér. Ez a jelenség lehetővé teszi, hogy a közvetlen emberi fogyasztásra kerülő zöldségek és más növények esetén alacsony szennyezettségű típusokat szelektáljunk és vonjunk termesztésbe. A gyökér/fiatal hajtás/levél/szár/szem csökkenő elemtartalma a növényben szűrő rendszert képez. (Kivétel: esszenciális mikroelemek egy része, mint a Mo, Se.) A szalmában, illetve a melléktermékekben felvett szennyezők nem jutnak ki a talaj-növény rendszerből, amennyiben visszazántjuk a talajba. Ilyen módon a káros elemek forgalma egy nagyságrenddel csökkenthető, illetve a tápláléklánc terhelése mérsékelhető.
3. Állat: A fajonként eltérő elemfelvétel jelensége itt is fennáll és a távolabbi jövőben védelmi szűrőként funkcionálhat. Belső genetikai szűrőt jelent, hogy a szennyezők elsősorban a vesében, kisebb részben a májban és tüdőben halmozódnak fel. A fogyasztásra kerülő hús, tojás viszonylag védett és nagyságrenddel kevesebb szennyező elemet tartalmaz. A vesét (esetleg a májat és tüdőt) célszerű lesz hulladékként kezelni szennyezett vidékeken. A tejbe a káros elemek könnyebben bejutnak, a tej állandó ellenőrzést igényel a fogyasztó védelmében. Közlekedési utak mentén, szennyezett ipari körzetekben tejelő tehenek legeltetését kerülni kell.
4. Ember. Mivel a korral nő egyes szennyező elemek (főként a Cd) beépülése az állati szövetekbe, előnyben kell részesíteni a fiatal állatok fogyasztását. A dohányzással jelentős mennyiségű Cd, Pb és más nehézfém kerül a tüdőbe, így nőhet a káros terhelés. Közlekedési utak mellett, városi és szennyezett ipari vidékeken kerülni kell olyan házi kertek létesítését, ahol közvetlen fogyasztásra gyümölcsöt és zöldséget termelnek. A toxikus elemek talajbani mobilitását, valamint a növényi, állati és emberi szervezetbe való bejutását (felvételét, felszívódását) gátolják olyan „védő” elemek, mint a Ca, Mg, P, K. Az egész táplálékláncban biztosítani kell a kiegyensúlyozott Ca, Mg, P ellátottságot, mely kémiai mechanizmus útján megvéd az extrém dúsulásoktól. Hasonló szerephez juthat az egyes elemek közötti antagonizmus (Pl. P-Zn, Zn-Cd, Ca-Cd stb.), mely terápiás célokra is alkalmazható.

VII. Environmental effects of the main microelement contaminants

Content

I. Foreword	5
II. Description of the microelement experiment in Nagyhörcsök.....	9
1. Description of the experimental site in Nagyhörcsök.....	9
2. Background of the experiment.....	13
3. Experimental methods	15
4. Effect of microelements on soil	17
Soil analyses results in 1991	17
Soil analyses results in 1992	23
Soil analyses results in 1993	24
Soil analyses results in 1994	27
Soil analyses results in 1997	30
Soil analyses results in 2000	31
Soil analyses results in 2004 and 2005.....	33
Summary of the soil analyses (in Hungarian)	36
Summary of the soil analyses (in English)	37
Leaching of Microelement Pollutants	38
Further tables about the soil analyses	50
5. Effect of microelements on plants.....	58
Effect on maize in 1991.....	58
Effect on carrot in 1992.....	80
Effect on potato in 1993.....	91
Effect on peas in 1994.....	100
Effect on beetroot in 1995	124
Effect on spinach in 1996	133
Effect on winter wheat in 1997	144
Effect on sunflower in 1998.....	153
Effect on garden sorrel in 1999.....	162
Effect on winter barley in 2000.....	169
Effect on rape in 2001.....	179
Effect on poppy in 2002.....	190
Effect on triticale in 2003	201
Effect on alfalfa between 2004-2008 and on grasses in 2010	209

III. Description of the microelement experiment in Órbottyán	222
1. Description of the experimental site in Órbottyán	222
2. Background of the experiment.....	226
3. Experimental methods	227
4. Effect of microelements on soil	229
Soil analyses results in 1995	229
Soil analyses results in 1996	230
Soil analyses results in 1998	231
Soil analyses results in 1999	231
Soil analyses results in 2000	232
Soil analyses results in 2006 and in 2008	236
Summary of the soil analyses (in Hungarian)	238
Summary of the soil analyses (in English)	239
5. Effect of microelements on plants.....	240
Effect on carrot in 1995	240
Effect on peas in 1996.....	249
Effect on wheat in 1997	257
Effect on sunflower in 1998.....	264
Effect on garden sorrel in 1999.....	274
Effect on winter barley in 2000.....	278
Effect on rape in 2001.....	285
Effect on maize in 2002.....	290
Effect on mustard in 2003	295
Effect on alfalfa between 2004-2008.....	301
Effect on grasses in 2010	316
IV. Fate of some pollutants in the air-soil-plant-animal system.....	317
1. Element content of aerial dust in Budapest area	317
2. Selenium in the soil-plant-animal system.....	322
3. Effect of Microelement Load on White Worms	331
VI. Environmental effects of the main microelement contaminants - Summary (in Hungarian).....	338
VII. Environmental effects of the main microelement contaminants - Summary (in English).....	339
VIII. References.....	342
1. References used for draw up this publication.....	342
2. References cited in this publication	350
IX. Books, monographs written by the researchers of the Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry CAR, HAS between 1980-2012.....	358

Environmental effects of the main microelement contaminants

How to protect the food chain? Summary.

1. **Soils:** The mobility of microelements is regulated basically by pH. Liming acid soils may decrease uptake of some contaminants. However, this procedure is not able to reduce for example element uptake of Cr, Mo, Se. Applying organic fertilisers or browncoal, at the same time, may control uptake of organophil elements like Cr, Mo, Se, Cu, Hg. So, liming and/or organic fertiliser application can be justified even from the point of environmental protection, preventing toxic elements to escape out of soil.
2. **Crops:** Element uptake differs by crop sorts and even varieties genetically. It is possible to select crop varieties with low element accumulation. The decreasing concentration of the root/shoot/leaves/straw/grain line offers also a filter system. Genetically the grain is more protected against the contamination. The exceptions are such essential elements like Mo and Se, which can move unhindered through the whole soil-plant-animal-human chain. When unwanted contaminants are accumulated basically in straw and other by-products, which will be returned down into the soil by harvest, the heavy load of food chain can be diminished or avoided. The contaminants will not even leave the soil.
3. **Animals:** The genetical differences in element uptake exist also among the animals. Moreover, it exists a genetically filter inside the organism. Contaminating elements accumulate first of all in kidney and liver. In meat or eggs it can be found one order of magnitude less contaminants. It is recommended to sort out kidney and liver on heavily contaminated sites/animals and to handle them as garbage or waste. Milk needs continuous control for protection of consumers since it is easily contaminating through feed. Near highways, heavy industry etc. grazing of milking cows, animals must be avoided.
4. **Humans:** Accumulation of unwanted elements in the animal organs, for example toxic Cd, is continuously enhancing with the time, with aging. So, it is recommended to consume more young animals. Tobacco leaves are extremely rich in heavy metals like Cd, Zn etc. The main tobacco growing areas are situated usually on acid soils. So, the heavy metal load of smokers seems to be more expressed. In contaminated areas, it must be avoided production of fruits and vegetables, also in small private gardens.

Generally, the movement of heavy metals from soil to crop and animals might be limited significantly with such “defender” elements like Ca, Mg, P and K. Therefore, it is important to keep the optimal supply of these elements in the whole food chain. The balanced macro/microelement ratios prevent through chemical mechanism against the extreme uptake or accumulation. Important role can play similarly the phenomena of antagonism (P-Zn, Zn-Cd, Ca-Cd etc.) or synergism among elements, which can be used also for therapeutic purposes.

Dr. Imre Kádár

VIII. Irodalom

1. A kiadvány alapjául szolgáló saját közlemények

1. Kádár, I. (1991): A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. MTA TAKI. Budapest. 104 p.
2. Bokori J. - Fekete S. - Kádár I. - Vetési F. - Albert M. (1993): Complex study on the physiological role of aluminium. II. Al tolerance tests in broiler chickens. Acta Veter. Hung. 41: 235-264.
3. Kádár, I. (1993): Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. Növénytermelés. 42: 185-190.
4. Kádár, I. (1993): Talajaink mikroelem ellátottságának környezeti összefüggései. In: MTA Agrártud. Oszt. Tájékoztatója. 102-106.
5. Kádár, I. - Koncz, J. (1993): Effect of traffic and urban-industrial load on soil. Acta Agr. Hung. 42: 155-161.
6. Biacs, P. - Daood, H.G. - Kádár, I. - Ankush, J. (1994): Food carotenoids, their formation and antioxidant function. Hung. Agric. Res. 1994. Dec. 25-29 pp.
7. Biacs, P. - Daood, H.G. - Kádár, I. (1994): The role of some trace elements in the food chain. In: New perspectives in the research of hardly known trace elements. Proc. 6th Int. Symp. (Ed.: Pais, I.) 159-172.
8. Bokori, J. - Fekete, S. - Kádár, I. - Albert, M. - Koncz, J. (1994): Effect of cadmium load on the cadmium content of eggs. In: New perspectives in the research of hardly known trace elements. Proc. 6th Int. Symp. (Ed.: Pais, I.) 183-188. KÉE. Budapest.
9. Fekete, S. - Hullár, I. - Huszenica, Gy. - Kádár, I. - Koncz, J. - Szilágyi, M. - Glávits, R. - Mézes, M. (1994): Digestion, reproductive and metabolic parameters of rabbits fed by Pb, Cd, Hg, Se and Mo containing carrots. In: New perspectives in the research of hardly known trace elements. Proc. 6th Int. Symp. (Ed.: Pais, I.) 197-200. KÉE. Budapest.
10. Kádár, I. - Koncz, J. (1994): Ólom, króm és bárium az ételekben. Élet és Tudomány. 37: 1162-1163.
11. Kádár, I. - Koncz, J. - Fekete, S. (1994): Effect of some trace elements on soil, crop and animals. In: New perspectives in the research of hardly known trace elements. Proc. 6th Int. Symp. (Ed.: Pais, I.) 1-8. KÉE. Budapest.
12. Kádár, I. - Koncz, J. - Fekete, S. (1994): Monitoring of Cd, Hg, Mo, Pb and Se movement in soil-plant-animal system. Experimental studies. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. Proc. 3rd Regional SECOTOX Meeting. Balatonaliga (Ed.: Mészáros, I.). 5: 229-236.
13. Radics L., Kádár I. (1994): Einfluss toxischer Elemente und Schwermetalle auf Kultur- und Unkrautpflanzen. In: Z. Pflkrankh. Pflschutz. Sonderh. XIV. 53-61.
14. Szilágyi, M. - Bokori, J. - Fekete, S. - Vetési, F. - Albert, M. - Kádár, I. (1994): Effects of long-term Al exposure on certain serum constituents in broiler chickens. Eur. J. Clin. Chem. Clin. Biochem. 32: 485-486.

15. Biacs, P. - Daood, H.G. - Kádár, I. (1995): Effect of Mo, Se, Zn and Cr treatments on the yield, element concentration and carotenoid content of carrot. *J. Agric. Food Chem.* 43: 589-591.
16. Bokori, J. - Fekete, S. - Kádár, I. - Koncz, J. - Vetési, F. - Albert, M. (1995): Complex study of the physiological role of cadmium. III. Cadmium loading trials on broiler chickens. *Acta Agr. Hung.* 43: 195-228.
17. Fekete, S. - Hullár, I. - Huszenica, Gy. - Kádár, I. - Szilágyi, M. - Glávits, R. - Mézes, M. - Koncz, J. (1995): Nagy Mo, Cd, Pb és Se szennyezettségű talajon termesztett sárgarépa hatásának vizsgálata nyúltakarmányozási kísérletben. In: *Nyúltenyésztési Tudományos Nap.* 133-147. PATE. Kaposvár.
18. Gondola, I. - Kádár, I. (1995): Heavy metal content of flue-cured tobacco leaf in different growing regions of Hungary. *Acta Agr. Hung.* 43: 243-251.
19. Kádár, I. (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. *MTA TAKI.* Budapest. 388 p.
20. Kádár, I. (1995): Effect of heavy metal load on soil and crop. *Acta Agr. Hung.* 43:3-9.
21. Szabó, L. - Kádár, I., Fekete, S. (1995): Monitoring of Cd, Hg, Mo, Pb and Se movement in the soil-plant-animal system. *Bull. of the Univ. of Agric. Sci. Gödöllő.* Vol. I. 59-64.
22. Biacs, P. - Daood, H.G. - Kádár, I. (1996): Carotenoid content and composition of carrot cultivated in heavy metal polluted soils. *DGQ. XXXI. Vortragstagung.* Kiel. 27-36.
23. Kádár, I. - Szabó, L. (1996): Effect of some trace element load on potato (*Solanum tub. L.*). 7th Int. Trace Element Symp. Ed.: I. Pais. 3-10. KÉE. Budapest.
24. Szalai, T. - Nyárai-Horváth, F. - Kádár, I. - Csathó, P. (1996): Germination characteristics of pea seeds originating from a field trial treated with different levels of harmful elements. 7th Int. Trace Element Symp. Ed.: I. Pais. 287-290. KÉE. Budapest.
25. Bersényi, A. - Hullár, I. - Fekete, S. - Huszenica, G. - Kádár, I. - Glávits, R. - Mézes, M. - Koncz, J. (1997): Feeding effect of potatoes grown up on soil polluted with Cd, Pb, Hg and Se on rabbit. In: *Mengen und Spurenelemente. Arbeitstagung.* 112-116. Friedrich Schiller Universität. Jena.
26. Nyárai-Horváth, F. - Szalai, T. - Kádár, I. - Csathó, P. (1997): Germination characteristics of pea seeds originating from a field trial treated with different levels of harmful elements. *Acta Agron. Hung.* 45:147-154.
27. Szabó, L. - Kádár, I. (1997): Effect of some microelement load on potato (*Solanum tuberosum L.*). In: *Fertilization for sustainable plant production and soil fertility. Proc. 11th World Fert. Cong. CIEC.* 576-580. Ed.: O. van Cleemput et al. Gent. Belgium.
28. Biacs, P. - Daood, G.H. - Kádár, I. - Nagygasztonyi, M. (1998): Carotenoids, tocopherols and lipoxygenase activity in wheat cultivated on heavy metals contaminated soils. In: *Adv. Plant Lipid Research.* Eds.: J. Sanchez et al. 527-529. Universidad de Sevilla. Spain.

29. Bíró, B. - Köves-Péchy, K. - Vörös, I. - Kádár, I. (1998): Toxicity of some field applied heavy metal salts to the rhisobial and fungal microsymbionts of alfalfa and red clover. *Agrokémia és Talajtan.* 47:265-276.
30. Kádár, I. (1998): A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési Kézikönyv. 2. Környezetvédelmi Minisztérium. 151 p. Budapest.
31. Kádár, I. (1998): Szelén forgalma a talaj-növény rendszerben. In: A szelén szerepe a környezetben és egészségvédelemben. 6-19. Szerk.: Cser M. - Sziklainé L.I. FRAG Bt. Budapest.
32. Kádár, I. - Morvai, B. (1998): Effect of micropollutants on soil and crop on calcareous sandy soil. *Agrokémia és Talajtan.* 47:207-214.
33. Kádár, I. - Morvai, B. - Szabó, L. (1998): Phytotoxicity of heavy metals in long-term field experiments. In: *Soil Pollution.* Ed.: Gy. Filep. 138-143. Agric. Univ. Debrecen.
34. Bersényi A. – Fekete S. – Hullár I. – Kádár I. – Szilágyi M. – Glávits R. – Kulcsár M. – Mézes M. – Zöldág L. (1999): Study of the soil-plant (carrot) –animal cycle of nutritive and hazardous minerals in a rabbit model. *Acta Vet. Hung.* 47: 181-190.
35. Morvai, B. - Kádár, I. - Németh, T. (1999): Mobility and availability of micropollutants in calcareous soils. In: Vth Int. Conference. "Biogeochemistry of Trace Elements". 798-799. Abstracts. Vienna. Austria.
36. Kádár I. (1999): Szelén forgalom a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan.* 48: 233-242
37. Kádár, I. (1999): A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. *Agrokémia és Talajtan.* 48:561-581.
38. Kádár I., Szabó L. (1999): Nehézfémek és lehetséges hatásaik a mezőgazdaságban. In: *Növénytermesztés és Környezet.* 214-258. Szerk.: Szabó L. GATE Mg.Főiskolai Kar. Gyöngyös.
39. Kádár, I. - Morvai, B. (1999): Phytotoxicity of some micropollutants on calcareous chernozem soils. In: Vth Int. Conference. "Biogeochemistry of Trace Elements." 1124-1125. Abstracts. II. Eds.: Wenzel, W.W. et al. Vienna. Austria.
40. Kádár I. (2000): Jegyzet. Globális környezeti problémák és a talajszennyezés. SZIE. Gyöngyös. 113 p.
41. Kádár, I. (2000): Fitotoxicitási vizsgálatok mikroelem-terhelési kísérletben. In: VII. Nemz. Agrárökonómiai Tud. Napok. 2:140-145. Szerk.: Magda, S. - Szabó, L. Gyöngyös.
42. Kádár I., Prokisch J. (2000): Mikroelem-terhelés hatása a burgonyára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* 49. 447–464.
43. Kádár I., Radics L., Bana K.-né (2000): Mikroelem-terhelés hatása a kukoricára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* 49. 181–204.
44. Kádár I., Koncz J., Gulyás F. (2000): Mikroelem terhelés hatása a kukorica összetételére és a talaj könnyen oldható elemtartalmára karbonátos csernozjomon. *Agrokémia és Talajtan.* 49: 205-220.
45. Kádár I., Radics L., Daood, H. (2000): Mikroelem-terhelés hatása a sárgarépa termésére karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan.* 49. 427–446.

46. Kádár, I. - Koncz, J. (2000): Phytotoxicity of some micropollutants on calcareous chernozem soil. In: 36th Croatian Symposium on Agriculture. Ed. : V. Kovacevic. 24-25. Plenary Section. Opatija. Croatia. Abstracts.
47. Kádár, I. - Koncz, J. - Fekete, S. (2000): Experimental study of Cd, Hg, Mo, Pb and Se movement in soil-plant-animal system. In: KRMIVA 2000. Proc. 72-76. Opatija. Croatia.
48. Fekete S. – Bersényi A. – Kádár I. – Glávits R. – Koncz J. – Zöldág L (2001): Study of soil-plant (potato and beetroot)- animal cycle of nutritive and hazardous minerals in a rabbit model. *Acta Veterinaria Hungarica*. 49:301-310.
49. Kádár I. (2001): Mikroelem-terhelés hatása a borsóra karbonátos csernozjom talajon. I. Termés és ásványi összetétel. *Agrokémia és Talajtan*. 50:62-82.
50. Kádár I. (2001): A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel, mikroelemekkel. *Magyar Tudomány*. 5:566-575.
51. Kádár I., Daood, H. (2001): Mikroelem-terhelés hatása a búzára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 50: 353-370.
52. Kádár I., Köves Péchy K., Vörös I., Bíró B. (2001): Mikroelem-terhelés hatása a borsóra karbonátos csernozjom talajon. II. Elemfelvétel, minőség és gyökérszimbiózis. *Agrokémia és Talajtan*. 50:83-101.
53. Kádár I., Koncz J., Radics L. (2001): Mikroelem-terhelés hatása a céklára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 50. 315–334
54. Kádár I., Daood, H., Radics L. (2001): Mikroelem-terhelés hatása a spenótra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 50. 335–350
55. Kádár I. - Morvai B. (2001): Effect of Cu and Cu treatments on soil and crop on calcareous sandy soil. In: 12th CIEC Symposium. Role of fertilizers in sustainable agriculture. 211-216. Eds.: C. Hera et al. Bucharest.
56. Kádár I. (2002): A közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítélése. In: A légszennyezés környezeti hatásainak elemzése. Elméleti háttér. 77-89. Szerk.: Flachner Zs. – Németh T. – Tóth R. MTA-KÖM Kiadvány. Budapest.
57. Kádár I. – Koncz J. – Fekete S. (2002): Movement of Cd, Hg, Mo, Pb and Se in soil-plant-animal chain. In: ALPS-ADRIA Scientific Workshop Proceedings. 90-94. Ed.: Gyurica Cs. Opatija. Croatia. HAS. MTA TAKI.
58. Vermes L. – Kádár I. (2002): Effect of brown coal application on heavy metal uptake by plants. *Agrokémia és Talajtan*. 51:211-218.
59. Bakonyi G. – Nagy P. – Kádár I. (2003): Long-term effects of heavy metals and microelements on nematode assemblage. *Toxicology Letters*. 140-141:391-401.
60. Bujtás K. – Knox, A.S. – Kádár I. – Adriano, D.C. (2003): Chapter 7. Plant-soil-metal relationships from micro to macro scale. In: Bioavailability, Toxicity and Risk Relationships in Ecosystems. 175-204. Eds.: Naidu, R. et al. Science Publishers, Inc. Enfield, USA-Plymouth, U.K.
61. Filep T. – Kádár I. (2003): The effect of microelement loads on the NH_4NO_3 -extractable trace element content of the soil. 14th Int. Symp. of Fertilizers Proc. 541-544. Eds.: Schnug et al. CIEC. Debrecen-Budapest.
62. Kastori, R. – Kádár I. – Sekulic, P. – Zeremski-Skoric, M.T. (2003): Effects of Mo, Zn, Sr and Ba loads on these elements uptake and oil content and

- fatty acid composition of rapeseed. In: Matica Srpska Proceedings for Natural Sciences. 105:5-14. Szerk.: Kastori R. Novi Sad.
63. Kádár I. (2003): Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 52: 105-120.
 64. Kádár I., Kastori R., Bernáth J. (2003): Mikroelem-terhelés hatása a mákra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 52. 347–362.
 65. Kádár I., Daood, H. (2003): Mikroelem-terhelés hatása a sóskára karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 52. 93–104.
 66. Kádár I., Kastori R. (2003): Mikroelem-terhelés hatása a repcére karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 52. 331–346.
 67. Kádár I., Pálvölgyi L. (2003): Mikroelem-terhelés hatása a napraforgóra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 52. 79–92.
 68. Kádár I., Németh T. (2003): Mikroelem-szennyezők kimosódásának vizsgálata szabadföldi terheléses tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. 52:315-330.
 69. Kádár I. – Németh T. (2003): Mikroelemek kilúgítása meszes csernozjom talajon. In: *Mikroelemek a táplálékláncban*. 134-149. (Szerk.: Simon L. – Szilágyi M.). Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza.
 70. Kádár I. – Németh T. (2003): Toxikus elemek migrációja a talajprofilban. In: XVII. Orsz. Környezetvédelmi Konferencia. 261-270. Szerk.: Vécsei B. – Elek Gy. Siófok.
 71. Bersényi A. – Kádár I. – Berta E. – Glávits R. – Mézes M. – Szilágyi M. – Fekete S. Gy. (2004): Effect of Molybdenum Load on the Growth and Biochemistry of rabbits. In: 8th Meeting of ESVCN. Proceedings. 174-182. Ed.: S.Gy. Fekete. SZIE. ÁOTE. Budapest.
 72. Kádár I. – Németh T. – Koncz J. (2004): Vertical movement of some microelement contaminants in a long-term field experiment. In: Proc. 39th Croatian Symp. on Agriculture. 457-458. Ed.: Zombrek T. Opatija.
 73. Németh T. – Kádár I. (2004): Heavy metals in the soil-plant system. In: 4th Intern. Congr. of the ESSC Proc. 69-73. Ed.: Kertész Á. SOWAP-MTA Földrajztud. Kutatóintézet. Budapest.
 74. Somogyi Z. – Bakonyi G. – Kádár I. – Nagy P. – Kiss I. (2004): Mikroelem terhelés hatása a közönséges televényféregre (*Enchytraeus albidus*). *Agrokémia és Talajtan*. 53:155-164.
 75. Bíró B.-Posta K.-Füzy A.-Kádár I.-Németh T. (2005): Mycorrhizal functioning as part of the survival mechanisms of barley (*Hordeum vulgare* L.) at long-term heavy metal stress. *Acta Biologica Szegediensis*. 49:65-67.
 76. Kádár I. (2005): Talajtulajdonságok és a talajszennyezettségi határértékek-ásványi elemek. *Környezetvédelmi Füzetek*. ELGOSCAR-2000 Kft. Budapest. 44 p.
 77. Kádár I. (2005): A talaj és a tápláléklánc szennyeződése. In: *Talajvédelem Különszám:129-137*. (Szerk.: Antal K. et al.). Talajvédelmi Alapítvány. SZIE. Gödöllő.
 78. Kádár I. (2005): A talajszennyezés jelene és jövője. In: *A talajok jelentősége a 21. században. Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai tanulmányok*.

- 173-196. Szerk.: Stefanovits P.- Michéli E. MTA Társadalomkutató Központ. Budapest.
79. Kádár I.-Koncz J. (2005): Microelement supply of plants and soils in Hungary. In: XLth Croatian Symposium on Agriculture. 441-442. Ed.: V. Kovacevic, Opatija. Croatia
 80. Maksimovic, I.- Kádár, I.- Kastori, R. (2005): Effect of Mo, Se and Zn loads on nitrogen assimilation in triticale (*Triticale aestivum*). In: 12th Symposium on Analytical and Environmental Problems Proc. 274-278. Ed.: Galbács, Z. SZAB, Szeged, Hungary
 81. Németh T.-Kádár I. (2005): Leaching of microelement contaminants: a long term field study. *Z. Naturforsch.* 60. (3-4):260-264.
 82. Bíró, B. – Füzy, A. – Kádár, I. – Posta, K. (2006): Sensitivity of mycorrhizal fungi inside and outside the barley rhizosphere at a long-term heavy metal stress. In: Trace elements in the food chain. Proc. (Eds.: Szilágyi, M. – Szentmihályi, K.). 276-280. Hungarian Academy of Sciences. Budapest, Hungary.
 83. Kastori, R. – Kádár, I. – Maksimovic, I. (2006): Remobilization of Mo, Se and Zn from seed of triticale during seedling growth. In: Trace elements in the food chain. Proc. (Eds.: Szilágyi, M. – Szentmihályi, K.). 271-275. Hungarian Academy of Sciences. Budapest, Hungary.
 84. Kastori, R. – Kádár, I. – Maksimovic, I. (2006): Effect of microelement loads on microelement accumulation, translocation and distribution in triticale (*Triticale aestivum*). In: 13th Symposium on Analytical and Environmental Problems. 7-12. Ed.: Z. Galbács. SZAB, Szeged, Hungary.
 85. Kádár, I. (2006): Transport of As in the soil-plant system in a long-term field experiment. *Agrokémia és Talajtan.* 55: 145-154.
 86. Kádár, I. (2006): Mo in the food chain: an experimental study. *Cereal Research Comm.* 34 (1): 809-812. Proc. V. Alps-Adria Sci. Workshop. Ed.: Sz. Hídvégi. Opatija, Croatia.
 87. Kádár, I. (2006): Arsenic transport from soils to plants in a long-term field trial. In: Trace elements in the food chain. Proc. (Eds.: Szilágyi, M. – Szentmihályi, K.). 76-81. Hungarian Academy of Sciences. Budapest, Hungary.
 88. Kádár I., Kastori R. 2006. Mikroelem-terhelés hatása a tritikále termésére és elemfelvételére. *Agrokémia és Talajtan.* 55(2): 449-460.
 89. Kádár I. – Németh T. – Ragályi P. (2006): Nehézfémek mélységi eloszlása talajszelekciókban. In: Magyarország Környezetgeokémiai állapota. 51-60. Szerk.: Szendrei G. MTA Földtud. Oszt. Budapest.
 90. Somogyi, Z. – Répási, V. – Tímár, Á. – Nagy, P. – Bakonyi, G. – Kiss, I. – Kádár, I. (2006): Dose-dependent toxic effects of selenium on faunal elements of soil food web. In: Trace elements in the food chain. Proc. (Eds.: Szilágyi, M. – Szentmihályi, K.). 56-60. Hungarian Academy of Sciences. Budapest, Hungary.
 91. Kastori R.- Kádár I.- Maksimović I. (2007): Translocation of heavy metals and Sr and Ba from vegetative parts to seeds of some crops. In: 14th Symposium on Analytical and Environmental Problems. 121-1225. Eds.: Z. Galbács. SZAB, Szeged, Hungary.

92. Kádár I (2007): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. *Agrokémia és Talajtan*. 56:391-408.
93. Nagy P.- Bakonyi G.- Bongers T.-Kádár I.- Fábíán M.- Kiss I. (2007): Effect of microelements on soil nematode assemblages seven years after contaminating an agricultural field. *Sci. Total Environ*. 320:131-143.
94. Somogyi Z.- Kiss I.- Kádár I.- Bakonyi G. (2007): Toxicity of selenate and selenite to the potworm *Enchytraeus albidus* (Annelida: Enchytraeidae): a laboratory test. *Ecotoxicology*. 16:379-384.
95. Bersényi A. – Berta E. – Kádár I.- Glávits R. – Szilágyi M. – Fekete S. Gy. (2008): Effects of high dietary molybdenum in rabbits. *Acta Vet. Hung*. 55:41-55.
96. Kádár I. (2008): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. 2. *Agrokémia és Talajtan*. 57:177-190.
97. Kádár I. – Lehoczky É. (2008): Néhány gyomfaj elemakkumulációja As és Cd által szennyezett talajon. *Növénytermelés*. 57: 113-121.
98. Kádár I. – Koncz J. – Fekete S. (2008): Monitoring of Cd, Hg, Mo, Pb and Se movement in soil-plant-animal system. In: XII. Internat. Eco-Conference Proc. 119-124. Eds.: Kastori, R. et al. *Eco-Movement of the city Novi Sad*. Novi Sad, Serbia
99. Biró B. – Köves-Péchy K. – Vörös I. – Kádár I. (2009): Toxicity of some field applied heavy metal salts to the rhizobial and fungal microsymbionts of alfalfa and red clover. In: *Advanced Soil Science. Theory and Practice*. 212-220. Eds.: Márton L. et al. RISSAC. Budapest.
100. Kastori, R. – Kádár I. – Maksimovic, I. (2009): Possibilities for employment of some crop species for phytoremediation of microelements. In: *The 2nd Joint PSU-UNS Int. Conf. on BioScience*. 139-145. Eds.: Nicolice, Z. et al. *Univ. of Novi Sad, Serbia*
101. Kastori R. – Kádár I. (2009): Uticaj Se, Mo i Zn na rast ponika i pojavu pšenice ziska (*sitophilus granarius*) u zrnu tritikalea. *Pestic. Fitomed*. 24:133-138.
102. Kádár I. (2009): Mikroelem-terhelés hatása a borsóra (*Pisum sativum*) 2001-2004 között karbonátos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 58(2):281-296.
103. Kádár I. (2009): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. 4. *Agrokémia és Talajtan*. 58: 149-168.
104. Kádár I. – Rékási M. – Ragályi P. – Filep T. (2009): Effect of soil pollution on alfalfa yield and element composition. *Cereal Research Comm*. 37: 601-604.
105. Kádár I. – Koncz J. – Ragályi P. (2009): A kémiai elemek légköri ülepedése és agronómiai/környezeti jelentősége. *Növénytermelés*. 58(4):17-43.
106. Kádár I. (2009): Transport of As in the soil-plant system in a long-term field experiment. In: *Advanced Soil Science. Theory and Practice*. 255-262. Eds.: Márton L. et al. RISSAC. Budapest.
107. Rékási M., Filep T., Ragályi P., Loncaric Z., Kovacevic V. (2009): Effect of soil contamination on alfalfa yield and quality in a long term field experiment. In: 44th Croatian and 4th Internat. Symposium on Agriculture Proc. 639-642. Eds.: Maric and Loncaric. 2009. 02. 16-20. Opatija, University of Josip Juraj Strossmayer in Osijek, Croatia.

108. Kádár I., Ragályi P., Fekete S. (2009): Movement of Mo in soil-plant-animal system. Long-term experimental field studies. In: Trace Elements in the Food Chain. Vol. 3. 387-391. (Eds.: Szilágyi M., Szentmihályi K.) Budapest. 2009. 05. 21-23. Working Committee on Trace Elements and Institute of Materials and Environmental Chemistry of the HAS.
109. Kastori, R. – Maksimovic, I. – Kádár I. – Koncz J. – Putnik-Delic, M. (2010): Monitoring of indoor pollution in Novi Sad and Budapest. 3rd Internat. Sci. Conf. „Remediation 2010” Proc. 29-37. Serbian Chamber of Commerce, Belgrade.
110. Kádár I. (2010): Mikroelem-terhelés hatása a napraforgóra (*Helianthus annuus* L.) karbonátos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 59(2): 329-344.
111. Kádár I. (2010): Mikroelem-terhelés hatása a sárgarépa (Daucus carota L.) karbonátos homoktalajon. *Növénytermelés*. 59(1): 27-46.
112. Kádár I. – Rékási M. – Filep T.- Loncaric, Z. – Ragályi P. – Kovacevic, V. (2010): The fate of molybdenum contamination in the food chain. 761-765. In: 45th Croatian Symp. on Agriculture Proc. 906-910. Eds.: Maric, S. and Loncaric, Z. Faculty of Agriculture, Osijek, Croatia. 2010.02.16-19.
113. Kádár I. – Ragályi P. (2010): Aeral deposition at two research stations in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 59(1): 65-76.
114. Panwar, B.S. – Márton L. – Kádár I. – Anton A. – Németh T. (2010): Phytoremediation: A novel green technology to restore soil health. Review. *Acta Agronomica Hungarica*. 58(49): 443-458.
115. Prvulovic, D. – Kastori, R. – Kádár, I. (2010) Effects of Se from the seed on antioxidant defense system in Triticale aestivum seedlings. *Oxidation Comm.* 33(2): 436-442.
116. Kastori, R., Maksimović, I., Kádár, I., Koncz, J., Putnik-Delić M. (2011): Dust as environmental pollutant with special emphasis on indoor pollution. Proceedings of the XII International ECO-Conference, Environmental Protection of Urban and Suburban Settlements, Novi Sad, 37-48.
117. Kádár I. (2011): Mikroelem-terhelés hatása a búzára (*Triticum aestivum* L.) karbonátos homoktalajon. *Növénytermelés*. 60(1): 43-60.
118. Kádár I. (2011): Mikroelem-terhelés hatása a sóskára (*Rumex rugosus* L.) karbonátos homoktalajon. *Növénytermelés*. 60(3): 51-65.
119. Kádár I. (2011): Mikroelem-terhelés hatása a repcére (*Brassica napus* L. ssp. *oleifera*) karbonátos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 60(2): 371-382.
120. Kádár I. (2011): Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára (*Hordeum vulgare* L.) karbonátos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 60. 179–194.
121. Kádár I. (2011): Szelén a táplálékláncban. *Talajvédelem*. (Szerk.: Farsang A. – Ladányi Zs.) Különszám: 383-389.
122. Radics L. – Kádár I. – Gál I. (2011): Mikroelemek hatása a spenótra és gyomjaira mészlepedékes csernozjom talajon. *Kertgazdaság*. 43(3): 57-69.
123. Biró B. – Kádár I. – Lampis, S.- Gullner, G. – Kőmíves T. (2012): Inside and outside rhizosphere parameters of barley and dose-dependent stress alleviation at some chronic metal exposures. *Acta Phytot. et Ento. Hung.* 47(2): 373-384.
124. Kádár I. (2012): Mikroelemterhelés hatása a mustár (Sinapis alba L.) karbonátos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 61(1): 133-150.

125. Kádár I. – Márton L. (2012): Kiülepedő szálló por elemösszetétele Budapesten és környékén. *Növénytermelés*. 61(2): 109-124.
126. Kádár I., Rékási M. (2012): Mikroelem-terhelés hatása a lucernára (*Medicago sativa* L.) karbonátos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 61(2): In print.
127. Somogyi Z. – Kádár I. – Kiss I. – Jurikova T. – Szekeres L. – Balla I. – Nagy P. – Bakonyi G. (2012): Comparative toxicity of the selenate and selenite to the potworm *Enchytraeus albidus* (Annelida: Enchytraeidae) under laboratory conditions. *European J. Soil*. 50: 159-164.

2. A kiadványban hivatkozott közlemények jegyzéke

1. Allaway, W. H., 1968. Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Advances in Agronomy*. 2. 235-274.
2. Alloway, B. J., 1990. *Heavy Metals in Soils*. Blackie & Son, Ltd. London.
3. Antal J. (1987): *Növénytermesztők zsebkönyve*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
4. Antal J. et al., 1979. N, P, K műtrágyázási irányelvek. In: *Műtrágyázási irányelvek és üzemi számítási módszer* (Szerk.: Buzás I. et al.) MÉM NAK. Budapest.
5. Bakonyi G., Nagy P., Kádár I., 2003. Long term effects of heavy metals and microelements on nematode assemblage. *Toxicology Letters*. 140–141. 391–401.
6. Baranyai F., Fekete A. & Kovács I., 1987. *A magyarországi talajtápanyag-vizsgálatok eredményei*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
7. Bergmann, W. & Neubert, P., 1976. *Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse*. VEB Gustav Fischer Verlag. Jena.
8. Bergmann, W. (1992): *Nutritional Disorders of Plants*. Gustav Fischer Verlag. Jena-Hamburg-New York.
9. Bergmann, W., 1988. *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen*. VEB Gustav Fischer Verlag. Jena.
10. Biacs P. & Daood, H. G., 1994. High-performance liquid chromatography with photodiodearray detection of carotenoids and carotenoid esters in fruits and vegetables. *J. Plant Physiol*. 143. 520–525.
11. Biacs, P., Daood, H. G. & Kádár, I., 1995. Effect of Mo, Se, Zn and Cr treatments on the yield, element concentration and carotenoid content of carrot. *J. Agric. Food Chem*. 43. 589–591.
12. Biacs, P. et al., 1998. Carotenoids, tocopherols and lipoxygenase activity in wheat cultivated in heavy metals contaminated soils. In: *Advances in Plant Lipid Research*. (Eds.: Sánchez, J. et al.) 527–529. Univ. de Sevilla. Spain.
13. Bouwer, H., Lance, J. C. & Riggs, M. S., 1974. High-rate land treatment II. Water quality and economic aspects of the Flushing Meadows project. *J. Water Poll. Control*. 46. 844–849.
14. Brauer, H., 1998. *Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik*. Springer. Berlin–Heidelberg–Tokyo.
15. Bridge, M.B. (1995): Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? *J. Environ. Qual*. 24:5-18.

16. Butte, W., 1983. Rapid derivatisation of acids for GC by pre-column transesterification of glycerids. *J. Chromatogr.* 261. 142–144.
17. Chaney, R. L., 1982. Fate of toxic substances in sludge applied to cropland. In: *Proc. Int. Symp. Land Application of Sewage Sludge.* (Eds.: Canali et al.) 259–324. Tokyo. Japan.
18. Chaney, R. L., Ryan, J. A. & Brown, S. L., 1997. Development of the US-EPA limits for Cr in land-applied biosolids and applicability of these limits to tannery by-product derived fertilizers and other Cr-rich soil amendments. In: *Chromium Environmental Issues.* (Eds.: Canali, St. et al.) 229–273. Italian Society of Soil Science. Milano.
19. Chang, A.C. - Granato, T.C. - Page, A.L. (1992): A methodology for establishing phytotoxicity criteria for Cr, Cu, Ni and Zn in agricultural land application of municipal sewage sludges. *J. Environ. Qual.* 21:521-536.
20. Chapman, H. D. (Ed.), 1966. *Diagnostic Criteria for Plants and Soils.* University of California. Riverside.
21. Cox, D. P., Alexander, M., 1973. Effect of phosphate and other anions on trimethylarsine formation by *Candida humicola*. *Appl. Microbiol.* 25. 408–413.
22. Csathó P. (1997): Összefüggés a talaj K-ellátottsága és a kukorica, őszi búza és a lucerna K-hatások között a hazai szabadföldi kísérletekben, 1960-1990. *Agrokémia és Talajtan.* 46:327-346.
23. Csathó P., 1994a. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA TAKI. Budapest.
24. Csathó P., 1994b. Nehézfém és egyéb toxikus elemforgalom a talaj–növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan.* 43. 371–398.
25. Csillag, J. et al., 1994. Study of heavy metal loading of soils in a model experiment. *Agrokémia és Talajtan.* 43. 196–210.
26. Debreczeni I.- Izsáki Z. (1985): Börgyári szennyvíziszap hatása a növények elemi összetételére. *Növénytermelés.* 31:551-559.
27. Didden, W. A. M. & Römbke, J., 2001. Enchytraeids as organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicol. Envir. Saf.* 50. 25–43.
28. Diez, Th. et al., 1992. Schwermetallaufnahme und Austrag von extrem belasteten Böden unter Pflanzenbaulicher Nutzung. *Landw. Jahrbuch.* 60. 51–71.
29. Doran, J. W. & Alexander, M., 1977. Mikrobial formation of volatile selenium compounds in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41. 70–73.
30. Dózsa-Farkas K., 2002. Mit érdemes tudni a televényférgéről (Enchytraeidae, Annelida)? *Állattani Közlemények.* 87. 149–164.
31. Elek É.- Kádár I. (1980): Állókultúrák és szántóföldi növények mintavételi módszere. MÉM NAK. Budapest.
32. Fergusson, J. E., 1991. *The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects.* Pergamon Press. Oxford–New York–Seoul–Tokyo.
33. Filep Gy., 1988. *Talajkémia.* Akadémiai Kiadó. Budapest.
34. Fischer, E. et al., 1997. Sublethal effects of an organophosphorous insecticide, Dimethoate, on the isopod *Porcellio scaber* Ltr. *Comp. Biochem. Physiol.* 116. C 161–166.
35. Francis, A. J., Duxbury, J. M. & Alexander, M., 1974. Evolution of dimethyl-selenide from soils. *Appl. Mikrobiol.* 28. 248–250.

36. Gilden, A. & Tinker, P. B., 1983. Interaction of vesicular–arbuscular mycorrhiza infection and heavy metals in plants. I. The effect of heavy metals on the development of vesicular–arbuscular mycorrhizas. *Nes Phytol.* 95. 247–261.
37. Glante, F., 1990. Bedeutung von VA-Mykorrhizapflanzen für Wachstum und Entwicklung der Kulturpflanzen. *Zentralbl. für Mikrobiol.* 145. 339–409.
38. Gondi, F., 1991. Environmental geochemistry: the example of selenium. In: *Cycling of Nutritive Elements in Geo- and Biosphere.* (Ed.: Pais, I.) 5-18. KÉE. Budapest.
39. Győri D., 1984. A talaj termékenysége. *Mezőgazdasági Kiadó.* Budapest.
40. Happer, C. M., 1979. Germination and growth of *Glomus caleoloni* spores: The effect of inhibitors and nutrients. *Soil Biol. Biochem.* 11. 269–277.
41. Hornung, E., Fischer, E. & Farkas, S., 1998. Isopod reproduction as a tool for sublethal-toxicity tests. *Israel J. Zool.* 44. 445–450.
42. Horváth L. – Mészáros E. (1984): The Composition and acidity of precipitation in Hungary. *Atmospheric Environment.* 18: 1843-1847.
43. ISO 11261 (1995): Soil Quality. Determination of total nitrogen. Modified Kjeldahl method.
44. Izsáki Z.- Debreczeni I. (1987): Bőrgyári szennyvíziszappal végzett trágyázás hatásának vizsgálata homoktalajon. *Növénytermelés.* 36:481-489.
45. Jászberényi I., 1979. Kadmium hatásvizsgálatok tenyészedény-kísérletekben. Doktori értekezés. DATE. Debrecen.
46. Kádár I. (1987): A kukorica ásványi tápanyagellátása. *Növénytermelés.* 36:57-66.
47. Kádár I. (1992): A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI. Budapest. 398 p.
48. Kádár I. (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM – MTA TAKI. Budapest.
49. Kádár I. (1999a): Tápanyaggazdálkodás Magyarország homoktalajain. IPI-MTA TAKI. Budapest, 34 p.
50. Kádár I. (1999b): A hazai homoktalajok műtrágyaigényéről. *Agrokémia és Talajtan.* 48:217-223.
51. Kádár I. (2000): Az őszi árpa (*Hordeum vulgare* L.) tápelemfelvétele karbonátos csernozjom talajon. *Növénytermelés.* 49:547-559.
52. Kádár I., 2001. A napraforgó (*Helianthus annuus* L.) tápelemfelvétele mészeledékes vályog csernozjom talajon. *Növénytermelés.* 50. 285–295.
53. Kádár, I. (2005): Műtrágyázás hatása a borsó (*Pisum sativum* L.) elemfelvételére. *Agrokémia és Talajtan.* 54: 359-374.
54. Kádár I. (2010): Műtrágyázás hatása a lucerna (*Medicago sativa* L.) elemfelvételére karbonátos homoktalajon. *Növénytermelés.* 59(3): 17-35.
55. Kádár I. & Shalaby, M. H., 1985. A K- és B-trágyázás hatása a talaj és a növény tápelemtartalmára. *Növénytermelés.* 34. 321–327.
56. Kádár, I., Németh, T. & Kovács, G. J., 1987. Nitrogen efficiency and nitrate leaching on a calcareous chernozem soil. In: *Proc. 5th Intern. Symp. CIEC, Balatonfüred, Hungary.* 1. 130–137.
57. Kádár I., Vass E., 1988. Napraforgó műtrágyázása és meszezése savanyú homoktalajon. *Növénytermelés.* 37. 541–547.

58. Kádár, I. - Csathó, P. - Sarkadi, J. (1991): Potassium fertilization in Hungary: responses in maize and in other crops. *Acta Agron. Hung.* 40: 295-317.
59. Kádár, I., Koncz, J. & Fekete, S., 1994. Effect of some trace elements on soil, crop and animals. In: *New Perspectives in the Research of Hardly Known Trace Elements. Proc. 6th Int. Trace Element Symp.* (Ed: Pais, I.) 1–8. University of Horticulture and Food Industry. Budapest.
60. Kádár I. – Németh T. – Réti Á. – Radics L. (2001a): A repce (*Brassica napus* L.) műtrágyázása karbonátos vályog talajon. I. Növénytermelés. 50:559-573.
61. Kádár I., Németh T., Lukács Dné (2001b): A repce (*Brassica napus* L.) műtrágyázása karbonátos vályog talajon. II. Növénytermelés. 50:575-591.
62. Kádár I., Földesi D. – Vörös J. – Szilágyi J. – Lukács Dné (2001c): A mák (*Papaver somniferum* L.) műtrágyázása karbonátos vályog csernozjom talajon. II. Növénytermelés. 50:467-478.
63. Kádár I., Koncz J. (2004): Ólom, króm és bárium az étekben. *Élet és Tudomány.* 37: 1162-1163 p.
64. Kádár I., Márton L. (2005): Búza műtrágyázása a mezőföldi OMTK kísérletben. *Növénytermelés.* 54: 111-122.
65. Kádár I., Morvai B. (2007): Ipari-kommunális szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. *Agrokémia és Talajtan.* 56:333-352.
66. Kádár I., Morvai B. (2008): Bőrgyári szennyvíziszap vizsgálata tenyészedényes kísérletben. A Ca, Na, Cr elemek forgalma. *Növénytermelés.* 57:35-48.
67. Kjeldahl, J. (1891): Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. *Zeitschr. F. analyt. Chemie.* 22: 366-382.
68. Klimes-Szmik A. (1955): Aljtrágyázott homok tápanyagviszonyai és földművelési vonatkozásai. *Agrokémia és Talajtan.* 4:313-334.
69. Kormanik, P. P., Craig Bryan, W., Schultz, R. C. (1980): Procedures and equipment for staining large numbers of plant root samples for endomycorrhizal assay. *Can. J. Microbiol.* 26. 536–538.
70. Kovács F., 1990. *Állathigiénia.* Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
71. Kovács M. et al., 1993. Heavy metal content in cereals in industrial regions. *Acta Agron. Hung.* 42. 171–183.
72. Lakanen, E. és Erviö, R. (1971): A comparison of eight extractants for the determination of plant available microelements in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123: 223-232.
73. Lehoczky É., 1994. A gyomnövények és a kultúrnövények versengése a tápanyagokért. In: *Trágyázási kutatások.* (Szerk.: Debreczeni B. & Debreczeni B.-né) 355–360 Akadémiai Kiadó. Budapest.
74. Lehoczky É., Debreczeni B.-né & Karamán J., 1988. Az őszi búza és néhány gyomnövény tápanyagtartalmának és felvételének vizsgálata üzemi táblákon. *Növénytermelés.* 37. 115–123.
75. Lehoczky, É. et al., 1998. Cadmium uptake by lettuce in different soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29. 1903–1912.
76. Lehoczky, É. et al., 1998. Effect of liming on the heavy metal uptake of lettuce. *Agrokémia és Talajtan.* 47. 229–234.
77. Lehoczky, É., Szabados, I. & Marth, P., 1996. Cd-content of plants as affected by soil Cd concentration. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 27. 1765–1777.

78. Li, Y. M. et al., (1995): Genotypic variation in kernel cadmium concentration in sunflower germplasm under varying soil conditions. *Crop Sci.* 35. 137–141.
79. Lisk, D. J., 1972. Trace metals in soils, plants, animals. *Advances in Agronomy.* 24. 267-325.
80. Loch J., 1983. Agrokémia. In: Loch J. & Nosticzius Á.: *Alkalmazott kémia.* 17–197. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
81. Loch, J., 1992. Ermittlung optimaler Düngergaben und Nährstoffverhältnisse als Voraussetzung für eine umweltschonende Düngung. 104. VDLUFA Kongress-band. 195–198. Göttingen.
82. Lock, K. & Janssen, C. R., 2001a. Tolerance changes of the potworm *Enchytraeus albidus* after long-term exposure to cadmium. *Sci. Total Environ.* 280. 79–84.
83. Lock, K. & Janssen, C. R., 2001b. Cadmium toxicity for terrestrial invertebrates: Taking soil parameters affecting bioavailability into account. *Ecotoxicology.* 10. 315–322.
84. Lock, K., Janssen, C. R., 2002a. Multi-generation toxicity of zinc, cadmium, copper and lead to the potworm *Enchytraeus albidus*. *Environ. Poll.* 117. 89–92.
85. Lock, K., Janssen, C. R., 2002b. Ecotoxicology of Chromium (III) to *Eisenia fetida*, *Enchytraeus albidus*, and *Folsomia candida*. *Ecotox. Environm. Safety.* 51. 203–205.
86. Lokke, H. & VanGestel, C. A. M., 1998. *Handbook of Soil Invertebrate Toxicity Tests.* John Wiley & Sons, Ltd. Chichester.
87. Machelett, B., Grün, M. & Bergmann, H., 1996. Die Schwermetallaufnahme der Pflanzen. In: 16. Arbeitstagung Mengen und Spurenelemente. 323–337. Universität. Leipzig.
88. Marth P., 1995. Természetvédelmi területek talajainak háttérszennyezettsége. BFNTÁ. Buda-pest. Kézirat.
89. McGrath, S. P., Chang, A. C. & Page, A. L., 1994. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and in the United States. *Environ. Rev.* 2. 1–11.
90. MÉM NAK (1978): A TVG tápanyagvizsgáló laboratórium módszerfüzete. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Budapest. 48 p.
91. MÉM NAK: 1979. Műtrágyázási irányelvek és üzemi számítási módszer. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Budapest.
92. Mészáros E. – Molnár Á. – Horváth Zs.(1993): A Mikroelemek Légtöri Üledése Magyarországon. *Agrokémia és Talajtan.* 42: 221-228.
93. Molnár Á., 1997. Szóbeli közlés. Föld- és Környezettudományi Tanszék. Veszprém.
94. MSZ 21470-50 (2006): Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és oldható toxikus elem, nehézfém és Cr (VI) tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület. Budapest. 33 p.
95. Nagy, P., 1999. Effects of an artificial metal pollution on nematode assemblage of a calcareous loamy chernozem soil. *Plant and Soil.* 212. 35–47.
96. Náray-Szabó I., 1956. *Szervetlen kémia.* Akadémiai Kiadó. Budapest.

97. Németh T., Kovács G. & Kádár I., 1988–1989. A nitrát, szulfát és az „összes” só bemosódásának vizsgálata műtrágyázási tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan.* 36–37. 109–126.
98. Németh, T. et al., 1993a. Fate and plant uptake of some heavy metals in soil–plant system studied on soil monoliths. *Agrokémia és Talajtan.* 42. 195–206.
99. Németh, T. et al., 1993b. Mobility of some heavy metals in soil–plant system studied on soil monoliths. *Water Sci. Tech.* 28. 389–398.
100. Németh, T. et al., 1994. Model experiments to assess the fate of heavy metals in soils. *J. Environ. Geochem. Health.* 16. 505–514.
101. Németh, T., 1995. Nitrogen in Hungarian soils. Nitrogen management relation to groundwater protection. *J. Contam. Hydrology.* 20. 185–208.
102. Nyárai–Horváth F. et al., 1996. Germination characteristics of pea seeds originating from a field trial treated with different levels of harmful elements. *Acta Agron. Hung.* 45. 147–154.
103. OECD, 1999. Enchytraeid Reproduction Test. Draft OECD Guideline for Testing Chemicals. No. 220. Paris, France.
104. Pais I., 1980. A mikrotápelemek szerepe a mezőgazdaságban. *Mezőgazdasági Kiadó.* Budapest.
105. Pannamperuma, F. N., 1972. The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron.* 24. 29–96.
106. Patócs, I., 1990. Occurrence of heavy metals, toxic elements in the soils of Hungary. In: *Hardly Known Trace Elements.* (Ed.: Pais, I.) 19–30. KÉE. Budapest.
107. Prokisch J., 2007. A nagy Öt. Az öt legveszélyesebb mérgező fém a környezetünkben: arzén, ólom, higany, kadmium és króm(VI). *EgészségPorta Egyesület.* Debrecen.
108. Prokisch J. (2010): Vigyázat, mérge! Dr. Aliment Kft. Debrecen. 91. p.
109. Purves, D., 1985. Trace Element Contamination of the Environment. Elsevier. Amsterdam–Oxford–New York–Tokyo.
110. Regiusné M. Á. et al., 1985. Kadmiumtartalom és -feldúsulás hatása növényeknél és állatoknál. *Állattenyésztés és Takarmányozás.* 34. 449–456.
111. Römbke, J., 1989. Entwicklung eines Reproduktionstest an Bodenorganismen – Enchytraeen. Teil B: Beschreibung der Entwicklungsarbeiten für das Umwelt-bundesamt Berlin. *Battelle Institut e.V., Abt. Toxikologie und Pharmakologie.* Frankfurt a. M.
112. Sauerbeck, D., 1982. Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? *Landw. Forsch., Sh.* 39.108–129.
113. Sauerbeck, D., 1985. Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agricultur-chemischer Sicht. *Materialien zur Umweltforschung.* Kohlhammer Verlag. Stuttgart.
114. Schmidt, J.P. (1997): Understanding phytotoxicity thresholds for trace elements in land-applied sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 26:4–10.
115. Shalaby, M. H. & Kádár I., 1984. A kálium és bór közötti kölcsönhatások vizsgálata napraforgó jelzőnövénnyel meszes homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan.* 33. 275–280.

116. Sillanpää, M. & Jansson, H., 1992. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries. FAO Soils Bulletin. No. 65. Rome.
117. Simkins, C. A.- Overdahl, C. J.- Grava, J. (1970): Fertilizer for alfalfa. Univ. of Minnesota. Extension Folder 255. St. Paul, Minnesota, USA.
118. Simon, L., 1998a. Cadmium accumulation and distribution in sunflower plant. J. Plant Nutrition. 2. 341–352.
119. Simon L., 1998b. Talajszennyeződés, talajtisztítás. Oktatási segédlet. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar. Nyíregyháza.
120. Simon L, Vágvölgyi S. & Gyori Z., 1999. Kadmium akkumuláció vizsgálata napraforgó növényben. Agrokémia és Talajtan. 48. 99–108.
121. Stefanovits, P. (1966): Hazánk homoktalajainak jellemzése. In: Növénytermesztés homokon. 9-22. Szerk.: Antal J. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
122. Summers, A. O. & Lewis, E., 1973. Volatilization of mercuric chloride by mercury-resistant plasmid-bearing strains of *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* and *Pseudomonas aeruginosa*. Journ. Bact. 113. 1070–1072.
123. Szabó L., 1994. Cékla. In.: Zöldségtermesztők kézikönyve. 2. jav. kiadás. (Szerk.: Balázs S.) 578–284. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
124. Szabó S. A., Regiusné M. Á., Győri D., 1994. Mikroelemek a mezőgazdaságban. III. Toxikus mikroelemek. Akadémiai Kiadó. Budapest.
125. Szabó S. A., Győri D., Régiusné M. Á., 1993. Mikroelemek a mezőgazdaságban. II. (Stimulatív hatású mikroelemek.) Akadémiai Kiadó. Budapest.
126. Szádeczky-Kardos E., 1955. Geokémia. Akadémiai Kiadó. Budapest.
127. Szűcs L., 1965. A mészlepedékes csernozjomok osztályozásának továbbfejlesztése és alkalmazása. Agrokémia és Talajtan. 14. 153–170.
128. Terbe I., 1994. Spenót. In: Zöldségtermesztők kézikönyve. (Szerk.: Balázs S.) 2. jav. kiadás. 571–576. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
129. Trouvelot, A., Kough, J. L. & Gianinazzi–Person, V., 1986. Mesure du faux de mycorrhization VA d'un système racinaire. In: Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae. (Eds.: Gianinazzi–Person, V. & Gianinazzi, S.) 217–221. INRA. France.
130. Várallyay, Gy., 1990. Soil quality and land use. In: State of the Hungarian Environment. (Eds: Hinrichsen, D. & Enyedi, Gy.) 91–124. Stat. Publ. House. Budapest.
131. Vermes L. et al., 1993. A kadmium előfordulásának vizsgálata Pest megyében. Agrokémia és Talajtan. 42. 229–244.
132. Vermes L., 1992. Hulladékgazdálkodás. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
133. Vermes L., 1994. A talajszennyezés néhány kérdése. Talajvédelem. 2. 86–93.
134. Vörös, I. et al., 1998. Effect of AM on heavy metal toxicity to *Trifolium pratense* in soils contaminated with Cd, Zn and Ni salts. Agrokémia és Talajtan. 47. 277–287.
135. Wood, J. M., Kennedy, F. S. & Rosen, C. G., 1968. Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of methanogenic bacterium. Nature (London). 220. 173–174.

136. 8/1985. (X.21.) EüM számú rendelet az élelmiszerek ártalmas vegyi szennyeződésének elhárításáról. (Maximálisan megengedhető fémtartalmak) Egészségügyi Közlöny. 20. 642–644.
137. 9/2003 (III. 13) ESZCSM: Az egészségügyi, szociális és családügyi miniszter 9/2003. (III. 13.) ESZCSM rendelete az élelmiszerek vegyi szennyezettségének megengedhető mértékéről szóló 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet módosításáról. Magyar Közlöny. 2003/25. sz. 1960-1966.
138. 10/2000. (VI. 2.) KÖM–EüM–FVM–KHVM együttes rendelete a felszín alatti víz és földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről. Magyar Közlöny. 2000. 53. 3156–3167.
139. 47/2001. (VI.25.) FVM rendelet a nemkívánatos anyagok és termékek megengedett mennyiségéről takarmányokban. Magyar Közlöny 2001/71.sz. 5049-5107.

IX. Az MTA Talajtani és Agrokémiiai Kutatóintézet munkatársainak kiadványai 1980-2012 között

1. ELEK ÉVA & KÁDÁR IMRE (1980): Állókultúrák és szántóföldi növények mintavételi módszere. Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Minisztérium MÉM NAK. Budapest. 55 p.
2. KÁDÁR IMRE (1991): A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. Környezetvédelmi Minisztérium – MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 104 p.
3. KÁDÁR IMRE (1992): A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI (Talajtani és Agrokémiiai Kutatóintézet). Budapest. 398 p.
4. KÁDÁR IMRE (1993): A kálium-ellátás helyzete Magyarországon. Környezetvédelmi Minisztérium – MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 112 p.
5. DITZ, HEINRICH (1867): A magyar mezőgazdaság. Szerk.: Kádár I. (1993) MTA TAKI. Budapest. Akaprint. 247 p.
6. KÁDÁR IMRE & SZEMES IMRE (1994): A nyírlugosi tartamkísérlet 30 éve. MTA TAKI. Budapest. Akaprint. 248 p.
7. CSATHÓ PÉTER (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrár-termelés. Szakirodalmi Szemle. Akaprint. Budapest. 182 p.
8. KÁDÁR IMRE (1995): A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Környezetvédelmi Minisztérium–MTA TAKI. REGICON Nyomda. Kompolt. Budapest. 388 p.
9. LIEBIG, JUSTUS V. (1840–1876): Kémia alkalmazása a mezőgazdaságban és a növényélettanban. Szerk.: Kádár I. (1996) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 341 p.
10. THAER, ALBRECHT (1809–1821): Az ésszerű mezőgazdaság alapjai. Trágyázás-tan. Szerk.: Kádár I. (1996) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 100 p.
11. NÉMETH TAMÁS (1996): Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA TAKI. Budapest. 382 p.
12. KÁDÁR IMRE (1998): Kármentesítési Kézikönyv 2. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Környezetvédelmi Minisztérium. Nyomda: FHM. Budapest. 151 p.
13. LÁSZTITY BORIVÓJ (2004): A nem-esszenciális elemek forgalma hazai gabona-félékben. Műegyetemi Nyomda. Budapest. 94 oldal.
14. RAJKAI KÁLMÁN (2004): A víz mennyisége, eloszlása és áramlása a talajban. Licium-Art Kft. Debrecen. 208 oldal.
15. NÉMETH TAMÁS & MAGYAR MARIANNA (Szerk. 2005): Üzemi szintű tápanyag-mérleg számítási praktikum (Üzemi tápanyagmérlegek számításának alapelvei és módszerei). Spácium Kiadó és Nyomda Kft, Budapest. 116 p.

16. NÉMETH TAMÁS (Szerk. 2005): A talaj vízgazdálkodása és a környezet. Ünnepi ülés Várallyay György 70. születésnapja alkalmából. MTA TAKI. Spácium Kiadó és Nyomda Kft. Budapest. 180 p.
17. KOVÁCS GÉZA JÁNOS & CSATHÓ PÉTER (Szerk.): A magyar mezőgazdaság elemforgalma 1901 és 2003 között. Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok. MTA TAKI–FVM, OPENART. Budapest. 264 p.
18. LIEBIG, JUSTUS (1842): A szerveskémia alkalmazása az élettanban és a kórtanban. Szerk. Kádár I. (2007) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 132 p.
19. WOLFF, EMIL (1872): Gyakorlati Trágyázástan. A fontosabb növényi tápanyagokról szóló bevezetéssel. Közérthető agrokémiai vezérfonal. Szerk. Kádár I. (2007) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 128 p.
20. NÉMETH TAMÁS, NEMÉNYI MIKLÓS & HARNOS ZSOLT (Szerk. 2007): A precíziós mezőgazdaság módszertana. JATEPress – MTA TAKI. Szeged. 239 p.
21. WILHELM KÖRTE (1839): ALBRECHT THAER élete és munkássága orvoscént és mezőgazdaként. Szerk.: Kádár I. (2007) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 185 p.
22. KÁDÁR IMRE (2010): Az MTA TAKI 60 éve (Kommentár nélkül). MTA TAKI. Akaprint. 120 p.
23. KÁDÁR IMRE, SZEMES IMRE, LOCH JAKAB & LÁNG ISTVÁN (2011): A nyírlugosi műtrágyázási tartamkísérlet 50 éve. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 110 p.
24. KÁDÁR IMRE, MÁRTON LÁSZLÓ, LÁNG ISTVÁN (2012): Az őrbottyáni 50 éves örökrozs és egyéb műtrágyázási tartamkísérletek tanulságai. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 172 p.
25. KÁDÁR IMRE (2012): A mezőföldi műtrágyázási tartamkísérlet első évtizedének tanulságai. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 177 p.
26. KÁDÁR IMRE (2012): A főbb szennyező mikroelemek környezeti hatása. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 359 p.

Beszerezhetők a szerzők címén: 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

Postacím: 1525 Budapest, Pf. 35. Tel./Fax: 212-2265

illetve letölthetők az MTA TAKI honlapról

<http://www.mta-taki.hu/osztalyok/agrokemiai-osztaly/munkatarsak>